

ERI-IKÄISTEN KOMEALUPIINIKASVUSTOJEN  
VAIKUTUS ALKUPERÄISEEN KASVIYHTEISÖÖN

MARIA HÄMÄLÄINEN

HELSINGIN YLIOPISTO  
BIO- JA YMPÄRISTÖTIETEELLINEN TIEDEKUNTA  
EKOSYSTEEMIT JA YMPÄRISTÖ -  
TUTKIMUSOHJELMA  
24.4.2020

Tiedekunta – Fakultet – Faculty		Koulutusohjelma – Utbildningsprogram – Degree Programme	
Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Ympäristötieteiden koulutusohjelma	
Tekijä – Författare – Author			
Maria Hämäläinen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title			
Eri-ikäisten komealupiinikasvustojen vaikutus alkuperäiseen kasviyhteisöön			
Oppiaine/Opintosuunta – Läroämne/Studieinriktning – Subject/Study track			
Ympäristöekologia			
Työn laji – Arbetets art – Level	Aika – Datum – Month and year	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages	
Pro gradu -tutkielma	24.4.2020	34 sivua + liitteet	
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Haitalliset vieraslajit aiheuttavat muutoksia luonnon monimuotoisuuteen, ekosysteemien toimintaan sekä niiden tarjoamiin ekosysteemipalveluihin vaikuttamalla esimerkiksi elinympäristöihin, ravintoketjuihin ja kilpailuasetelmiin. Haitalliset vieraskasvit voivat syrjäyttää alkuperäisiä kasveja kilpaillessaan niiden kanssa tilasta ja resursseista. Lisäksi vieraskasvit voivat heikentää paikallisten lajien elinmahdollisuuksia muokkaamalla ekosysteemejä niille sopimattomiksi. Komealupiini (<i>Lupinus polyphyllus</i>) on yksi yleisimmistä vieraskasveista Suomessa. Tämä kansallisesti haitalliseksi vieraslajiksi luokiteltu kasvi on levinnyt jo vuosikymmenien ajan erityisesti tienpientareilla ja joutomailla. Kasvustojen ikääntyminen voi muuttaa vieraskasvin vaikutuksia elinympäristönsä alkuperäiseen kasvillisuuteen, mutta komealupiinin kohdalla ikääntymisen vaikutuksista ei ole tietoa. Tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena oli selvittää eri-ikäisten komealupiinikasvustojen vaikutuksia alkuperäiseen kasvillisuuteen sekä yhteisötasolla että eri lajiryhmissä. Tutkin myös kasvuston ikääntymisen vaikutusta komealupiinin peittävytyteen.</p> <p>Kartoitin putkilokasvilajistoa Päijät-Hämeen alueella 19 tutkimuskohteessa, jotka olivat maaperältään hiekkaisia tai soraisia. Tutkimuskohteet jaettiin komealupiinikasvuston iän mukaan kolmeen luokkaan: 1) nuoret (alle 6 v vanhat), 2) keski-ikäiset (noin 10 v) ja 3) vanhat (yli 13 v). Eri-ikäisten kohteiden kasviyhteisöjä vertaamalla tutkittiin komealupiinikasvuston ikääntymistä ja sen vaikutuksia muuhun kasviyhteisöön. Komealupiinin vaikutusten yleistämiseksi esiintyneet putkilokasvilajit luokiteltiin kymmeneen ryhmään suotuisten elinympäristöjen sekä elinympäristöjen ravinteikkuuden ja kosteuden mukaan. Aineiston analysointiin käytettiin ei-metristä moniulotteista skaalausta (NMDS) sekä yleistettyjä lineaarisia sekamalleja (GLMM).</p> <p>Komealupiinilla ei ollut huomattavaa vaikutusta kasviyhteisöjen rakenteeseen tai lajimääriin. Komealupiini vähensi kuitenkin kuivien elinympäristöjen lajien sekä generalistien peittävyksiä. Komealupiinin peittävyys ei vähentynyt kasvuston ikääntyessä.</p> <p>Komealupiini ei vaikuttanut kovin voimakkaasti elinympäristöönsä, mikä johtui todennäköisesti siitä, että komealupiinin peittävyudet olivat melko vähäisiä (keskimäärin 35 % <math>\pm</math> SD 12). Tämän tutkimuksen perusteella komealupiinin vaikutukset tällaisessä kuivassa elinympäristössä eivät ole kovin voimakkaat, mikäli sen peittävyys on vähäinen. Luultavasti komealupiinin haitallisuus liittyykin juuri sen kykyyn muodostaa tiheitä kasvustoja. Komealupiinin torjunnassa olisikin tehokkainta keskittyä niihin alueisiin, joissa komealupiini muodostaa tiheitä kasvustoja. Toisaalta huomiota tulisi kiinnittää myös paikkoihin, joissa kasvaa etenkin uhanalaisia kuivien elinympäristöjen lajeja sekä lajeja, jotka pärjäävät heikosti lajienvälisessä kilpailussa.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
komealupiini, vieraslajit, kasvillisuus			
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors			
Miia Jauni, Johan Kotze, Marju Prass			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta, Helsingin yliopisto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

## Sisällys

1. Johdanto .....	2
1.1 Luonnon monimuotoisuuden väheneminen .....	2
1.2 Vieraslajit ja haitalliset vieraslajit .....	2
1.3 Vieraslajien leviäminen ja siihen vaikuttavat tekijät.....	3
1.4 Haitallisten vieraslajien vaikutukset.....	5
1.4 Komealupiini esimerkkinä haitallisesta vieraskasvista .....	7
1.5 Komealupiinin aiheuttamat uhat.....	8
1.6 Tutkimuksen tavoitteet .....	10
2. Aineisto ja menetelmät.....	11
2.1 Tutkimuskohteet .....	11
2.2 Tutkimusasetelma ja kasvillisuusaineiston keruu .....	13
2.3 Maaperänäytteiden otto ja laboratorioanalyysit .....	14
2.4 Kasvillisuusaineiston käsittely .....	15
2.5 Tilastolliset menetelmät .....	16
3. Tulokset.....	18
4. Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset .....	25
5. Kiitokset .....	29
6. Kirjallisuus .....	30
7. Liitteet .....	35

## **1. Johdanto**

### **1.1 Luonnon monimuotoisuuden väheneminen**

Biodiversiteetin eli luonnon monimuotoisuuden väheneminen on yksi maailman tämän hetken kriittisimmistä ympäristöongelmista. Ihmisen toiminnasta johtuen luonnon monimuotoisuus vähenee ennätysvauhtia, mikä johtaa vakaviin ekologiin, taloudellisiin sekä sosiaalisiin seurauksiin (Díaz ym. 2019). Käynnissä on kuudes sukupuuttoaalto ja miljoona lajia eli neljännes kaikista tutkituista eläin- ja kasvilajeista on vaarassa kuolla sukupuuttoon (Ceballos ym. 2015, Díaz ym. 2019). Monia lajeja uhkaa sukupuutto jo muutaman vuosikymmenen sisällä ja ilman nopeita toimia sukupuuttojen tahti tulee kiihtymään entisestään (Díaz ym. 2019). Monimuotoisuuden vähenemiseen suurimpia syitä ovat maankäytön muutokset, suora eliölajien hyväksikäyttö, ilmastonmuutos, saastuminen sekä haitalliset vieraslajit (Díaz ym. 2019).

### **1.2 Vieraslajit ja haitalliset vieraslajit**

Haitalliset vieraslajit muodostavat yhden suurimmista uhista maailman biodiversiteetille (Vitousek ym. 1996, Bellard ym. 2016, Blackburn ym. 2019, Díaz ym. 2019). Vieraslajit ovat eliölajeja, jotka ovat ihmisen vaikutuksesta joko tahattomasti tai tarkoituksella levinneet alkuperäisiltä elinalueiltaan uusille alueille, joille ne eivät luontaisesti pääsisi leviämään ja ylittäneet luontaisen leviämisseen, kuten meren tai vuoriston (Mack ym. 2000, Hellmann ym. 2008, Niemivuo-Lahti 2012). Tarkoituksellisesti uusille alueille viedään erityisesti koriste- ja hyötykasveja, kun taas tahattomasti vieraslajeja kulkeutuu esimerkiksi liikennevälineiden, materiaalien ja raaka-aineiden mukana (Niemivuo-Lahti 2012). Vieraslajeja ei pidä sekoittaa tulokaslajeihin, jotka puolestaan ovat omin avuin levittäytyneet uusille elinalueille (Niemivuo-Lahti 2012) esimerkiksi lähialueilta

elinalueen luontaisesti laajentuessa (Heikkinen ym. 2012). Esimerkiksi villisika (*Sus scrofa*) on luontaisesti Suomeen levinnyt tulokaslaji (Niemivuo-Lahti 2012).

Haitallisilla vieraslajeilla tarkoitetaan vieraslajeja, jotka aiheuttavat tietyllä alueella välittömästi tai välillisesti merkittävää ekologista, taloudellista, terveydellistä tai sosiaalista haittaa (Niemivuo-Lahti ym. 2012). Euroopassa arvioidaan esiintyvän yhteensä noin 12 000 vieraslajia, joista haitallisia arvioidaan olevan noin 10 – 15 prosenttia (Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EU) N:o 1143/2014). Suomessa haitallisia vieraslajeja on tunnistettu 157 lajia ja lisäksi 123 lajin on arvioitu olevan potentiaalisesti tai paikallisesti haitallisia (Niemivuo-Lahti ym. 2012).

### **1.3 Vieraslajien leviäminen ja siihen vaikuttavat tekijät**

Viime vuosikymmeninä vieraslajien leviäminen sekä niistä aiheutuvat riskit ovat lisääntyneet maailman väestönkasvun sekä ihmisten ja tavaroiden lisääntyneen ja nopeutuneen liikkuvuuden seurauksena (Pimentel ym. 2000). Vieraslajin leviämisen uudelle alueelle eli invaasion voidaan ajatella tapahtuvan vaiheittain (Theoharides ja Dukes 2007, Hellmann ym. 2008). Ensiksi lajin täytyy ylittää luontaiset, maantieteelliset leviämisesteet kulkeutuessaan täysin uudelle alueelle. Uudella alueella lajin tulee sopeutua uuden elinympäristönsä olosuhteisiin ja säilyä hengissä. Seuraavaksi lajin on tuotettava lisääntymiskykyisiä jälkeläisiä kohdealueen asuttamiseksi ja kannan vakiinnuttamiseksi, jolloin alueen vieraslajipopulaatio kasvaa. Kannan vakiinnuttua laji jatkaa leviämistään edelleen uusille paikoille (Mack ym. 2000, Hellmann ym. 2008). Kuitenkin vain pieni osa vieraslajeista sopeutuu uuteen ympäristöönsä erityisen hyvin ja aiheuttaa haittoja elinympäristössä (Niemivuo-Lahti 2012).

Vieraskasvilaji voi uudelle alueelle saavuttuaan levittäytyä siellä monin eri tavoin. Esimerkiksi haitalliseksi luokitellun vieraslajin, kaukasianjättiputken (*Heracleum mantegazzianum*), siemenet voivat kulkeutua muun muassa virtaavien vesien ja

tuulen mukana tai takertumalla esimerkiksi autonrenkaaseen, kengänpohjaan tai eläimen turkkiin (Klingenstein 2007). Osalla kasveista on myös rakenteita, jotka tehostavat siementen leviämistä; esimerkiksi jättipalsamin (*Impatiens glandulifera*) siemenet sinkoutuvat kypsyneiden siemenkotien räjähtäessä jopa 7 metrin päähän emokasvista (Helmisaari 2010). Osa kasveista leviää myös kasvullisesti: esimerkiksi kurttureusu (*Rosa rugosa*) leviää siementen lisäksi maavartensa avulla muodostaen tiiviitä kasvustoja (Weidema 2006). Suomessa vieraslajeja leviää luontoon useimmiten puutarhoista karkulaisina tai väärin hävitetyistä puutarhajätteestä, kulkeutumalla laivojen mukana satamiin tai tarkoituksellisten tai tahattomien siirtojen avulla (Lehtiniemi ym. 2014).

Kasviyhteisön monimuotoisuudella voi olla vaikutusta siihen, etteivät vieraslajit aina onnistu levittäytymään uudelle alueelle tai selviydy uudessa ympäristössä (Fridley ym. 2007). Tähän liittyvät tutkimustulokset ovat kuitenkin ristiriitaisia. Pienellä alueella ( $< 0,01 \text{ km}^2$ ) tehdyissä tutkimuksissa yhteisön monimuotoisuuden on havaittu vähentävän vieraslajien määrää (esimerkiksi Levine 2000, Kennedy ym. 2002), kun taas tarkasteltaessa monimuotoisuutta suuremmassa mittakaavassa sen on havaittu lisäävän vieraslajeja (esimerkiksi Stohlgren ym. 2003, Davis ym. 2005) (Gaertner ym. 2009). Levinen ym. (2004) mukaan monimuotoisissa kasviyhteisöissä ekologiset vuorovaikutukset, kuten esimerkiksi lajienvälinen kilpailu, voivat tuskin kokonaan estää vieraslajien leviämistä alueelle, mutta saattavat rajoittaa vieraslajiesiintymän voimakasta laajentumista.

Vieraslajit viihtyvät ja leviävät tehokkaasti alueilla, joilla ihmistoiminta on muokannut maata voimakkaasti, kuten tienpientareilla, satamissa, teollisuusalueilla sekä kaupunki- ja taajama-alueilla (Vilà ym. 2007, Chytrý ym. 2008). Ihmistoiminta vaikuttaa huomattavasti luonnollisiin häiriökiertoihin ja luo uudenlaisia elinympäristöjä, minkä vuoksi vieraslaji voi levitä alueille, joilla se ei muuten pärjäisi (Vitousek ym. 1996). Ihmistoiminnan aiheuttamat häiriöt, kuten maanmuokaus, sekä myrskyjen ja tulipalojen kaltaiset luonnolliset häiriöt luovat paljasta maata eli tyhjiä laikkuja, joihin tehokkaasti levittäytyvät vieraskasvit voivat asettua (Vitousek ym. 1996). Aukkojen muodostamisen ohella häiriöt vapauttavat

käyttöön resursseja, kuten vettä ja ravinteita (Davis ym. 2000). Maankäytön muutokset voivat edistää vieraslajien leviämistä, sillä niihin liittyy usein myös maa-ainesten siirtoa, jolloin siirrettävän maa-aineksen mukana voi siirtyä myös vieraslajeja uusille alueille esimerkiksi siemeninä (Vitousek ym. 1996, McKinney 2006).

Tulevaisuudessa ilmastonmuutoksen ennustetaan lisäävän vieraslajien leviämistä muuttamalla uusia alueita ilmasto-olosuhteiltaan vieraslajeille paremmin soveltuviksi (Hellmann ym. 2008, Walther ym. 2009, Heikkinen ym. 2012). Ilmastonmuutos voi uusien vieraslajien tuomisen lisäksi vahvistaa alueella jo tavattavien vieraslajikantojen kehitystä ja leviämistä sekä voimistaa niistä aiheutuvia haittavaikutuksia (Heikkinen ym. 2012). Haitalliset vieraslajit, kuten alaskanlupiini (*Lupinus nootkatensis*), kanadanvesirutto (*Elodea canadensis*) sekä komealupiini (*Lupinus polyphyllus*), voivat hyötyä ilmastonmuutoksesta, sillä ilmaston lämmetessä ne voivat levitä entistä pohjoisemmille alueille (Huusela-Veistola ym. 2018). Pohjoisilla alueilla uusien vieraslajien selviytymistä edesauttaa erityisesti talvien leudontuminen sekä kasvukauden piteneminen (Heikkinen ym. 2012).

#### **1.4 Haitallisten vieraslajien vaikutukset**

Haitalliset vieraslajit vaikuttavat esimerkiksi elinympäristöihin, ravintoketjuihin ja kilpailuasetelmiin sekä aiheuttavat muutoksia luonnon monimuotoisuuteen, ekosysteemien toimintaan ja niiden tarjoamiin ekosysteemipalveluihin (Niemivuo-Lahti 2012, Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EU) N:o 1143/2014). Haitalliset vieraslajit voivat aiheuttaa muutoksia esimerkiksi elinympäristön tuottavuuteen, hajotusprosesseihin, ravinteiden kiertoon, hydrologiaan ja luonnollisiin häiriökiertoihin (Vitousek 1990, Vitousek ym. 1996). Muokkaamalla ekosysteemejä alkuperäisille lajeille sopimattomiksi voivat vieraslajit heikentää paikallisten lajien elinmahdollisuuksia (Vitousek 1990, Pimentel ym. 2001). Haitallinen vieraslaji voi syrjäyttää ympäristön alkuperäisiä lajeja muun muassa

risteytymällä ja kilpailemalla alkuperäisten lajien kanssa (Niemivuo-Lahti 2012). Haitalliset vieraskasvit ovat usein tehokkaampia lisääntymään sekä nopeampia kasvamaan kuin elinympäristön alkuperäiset kasvit (Van Kleunen ym. 2010, Heikkinen ym. 2012). Haitallisimpiin Suomessa esiintyviin vieraskasveihin kuuluvat muun muassa komealupiini (*Lupinus polyphyllus*), kurtturuusu (*Rosa rugosa*) sekä jättipalsami (*Impatiens glandulifera*) (Niemivuo-Lahti 2012).

Suomen lajien uhanalaisuusselvityksen mukaan haitalliset vieraslajit ovat yhtenä uhkatekijänä yhteensä 39 uhanalaistuneelle tai silmälläpidettävälle lajille, kuten hirvenkellolle (*Campanula cervicaria*), punasotkalle (*Aythya ferina*) ja marunatöyhtökoille (*Bucculatrix artemisiella*) (Rassi ym. 2010, Hyvärinen ym. 2019). Uhanalaisuusselvityksessä annetut luvut ovat varovaisia arvioita, joten todellisuudessa vieraslajien merkitys lienee suurempi (Niemivuo-Lahti 2012). Suomen luontotyyppien uhanalaisuusselvityksen mukaan haitallisilla vieraslajeilla on enemmän merkitystä luontotyyppien tulevaisuuden uhkatekijöinä kuin uhanalaistumiseen johtaneina syinä. Vieraslajit on mainittu yli kahdenkymmenen eri luontotyyppin yhtenä uhanalaistumisen syynä ja uhkatekijänä yli 80 luontotyyppille yhteensä 350 eri luontotyyppistä (Kontula ja Raunio 2018). Vesistöjen varret, hiekkarannat ja harjumetsät ovat elinympäristöinä haavoittuvimmassa asemassa, sillä niissä esiintyy luontaisesti paljon tyhjiä laikkuja, joihin vieraslajien on helppo asettua (Niemivuo-Lahti 2012).

Haitalliset vieraslajit myötävaikuttavat lisääntyviin lajien sukupuuttoihin sekä aiheuttavat huomattavia taloudellisia haittoja (Vitousek ym. 1996, Mack ym. 2000, Pimentel ym. 2001). Vieraslajit voivat myös toimia välittäjinä taudinaiheuttajille sekä aiheuttaa uhan terveydelle (Vitousek ym. 1996). Esimerkiksi kansallisesti haitalliseksi vieraslajiksi luokitellusta espanjansiruetanasta (*Arion vulgaris*) voi koitua taloudellista haittaa sen aiheuttaessa tuhoja puutarhoissa ja viljelmillä, minkä lisäksi se voi aiheuttaa terveysuhan, sillä sen erittämä lima voi sisältää esimerkiksi *Escherichia coli* -bakteereja (Slotsbo 2014).



Suurin osa vieraslajeista ei kuitenkaan ole haitallisia, vaan joistakin voi olla jopa hyötyä uudessa elinympäristössä (Vitousek ym. 1996, Mack ym. 2000, Pimentel ym. 2001), kuten esimerkiksi tarkoituksella tuoduista viljelykasveista. Haitallistenkaan vieraslajien aiheuttama haitta ei kuitenkaan aina ole itsestään selvää: vieraslajin haitta voi kohdistua esimerkiksi yhteen lajiin tai haittaa voi aiheutua vain yhdessä elinympäristössä. Haitallisesta vieraslajista voi jopa olla hyötyä jollekin elinympäristölle tai joillekin lajeille. Esimerkiksi amerikanmajavan (*Castor canadensis*) luomat patoaltaat tarjoavat elinympäristön kosteikkolajeille (Holopainen ym. 2016).

#### **1.4 Komealupiini esimerkkinä haitallisesta vieraskasvista**

Komealupiini (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) on monivuotinen hernekasvien heimoon kuuluva kasvi, joka on yksi yleisimmistä vieraskasveista Suomessa. Se on luokiteltu kansallisesti haitalliseksi vieraslajiksi (Valtioneuvoston asetus vieraslajeista aiheutuvien riskien hallinnasta 704/2019). Pohjois-Amerikasta peräisin oleva komealupiini tuotiin Eurooppaan rehu- ja koristekasviksi 1800-luvun alussa (Mossberg ja Stenberg 2005). Suomessa ensimmäiset karkulaishavainnot komealupiinista tehtiin jo 1800-luvun lopulla (Fremstad 2010). Komealupiinia istutettiin Suomessa pihoihin ja puutarhoihin, ja 1970-1980-luvuilla tehtiin jo useampia havaintoja sen levittäytymisestä tienpientareille (Suominen 2010). Sitten komealupiini on levittäytynyt voimakkaasti ollen nykyään yleinen Oulun korkeudelle saakka (Lampinen ja Lahti 2018). Komealupiini leviää erityisesti avoimilla alueilla: tien- ja radanvarsilla, niityillä, sorakuopissa, joutomailla, metsänreunoissa ja avoimissa metsissä (Fremstad 2010, Mossberg ja Stenberg 2005, Niemivuo-Lahti ym. 2012).

Komealupiini kukkii näyttävin kukin kesä-elokuussa (Mossberg ja Stenberg 2005). Kukinto on isokokoinen varsipäätteinen terttu, joka voi koostua jopa kahdeksastakymmenestä teriöltään sinisestä, sinipunaisesta, valkoisesta tai vaaleanpunaisesta kukasta (Fremstad 2010, Mossberg ja Stenberg 2005).

Loppukesällä tai alkusyksystä karvaisissa paloissa kypsyy 4 – 10 siementä kussakin (Fremstad 2010). Yhdessä kukinnossa voi olla siis jopa satoja siemeniä, jotka leviävät emokasvin läheisyyteen palkojen auetessa. Komealupiinin levittäytyminen tapahtuukin pääosin siementen avulla; siemenet kulkeutuvat uusille alueille esimerkiksi eläinten, kulkuneuvojen, puutarhajätteen tai siirrettävän maa-aineksen mukana (Fremstad 2010). Paikallisesti komealupiini voi levittäytyä siementen lisäksi myös kasvullisesti maavartensa avulla, mikä edistää tiheän kasvuston muodostumista (Fremstad 2010, Rapp 2008).

### **1.5 Komealupiinin aiheuttamat uhat**

Komealupiini haittaa alkuperäistä lajistoa ja voi muuttaa koko ekosysteemiä (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006, Ramula ja Pihlaja 2012). Se on voimakas kilpailija, johtuen suotuisista ilmasto-oloista, kuivuudensietokyvystä sekä tehokkaasta typpiaineenvaihdunnasta (Saarinen ym. 2006). Juurinystyräbakteeriensa avulla komealupiini sitoo typpeä suoraan ilmakehästä, minkä ansiosta se pystyy kasvamaan hyvinkin vähäravinteisella maalla (Fremstad 2010). Komealupiinin kuoltua typpi siirtyy maaperään muiden kasvien käytettäväksi (Davis 1991), mistä aiheutuva maaperän rehevöityminen voi vähentää köyhän maaperän kasvilajeja ja suosia nopeakasvuisia ”rikkakasveja” sekä runsaasta typestä hyötyviä kasveja (Maron ja Connors 1996). Komealupiini vaikuttaa muiden kasvien kasvuun myös erittämällä maaperään allelokemikaaleja, jotka muun muassa heikentävät muiden kasvien siementen itämistä (Muzquiz ym. 2004).

Komealupiini vähentää alkuperäisten kasvilajien määrää (Valtonen ym. 2006, Ramula ja Pihlaja 2012). Tämän haittavaikutus on sitä voimakkaampi mitä suurempi komealupiinikasvusto on kyseessä (Ramula ja Pihlaja 2012). Komealupiinin muodostamat kasvustot ovat usein laajoja sekä tiiviitä (peittävyys jopa > 70 %) ja ne voivat tukahduttaa alkuperäistä kasvillisuutta (Fremstad 2010). Tiheässä komealupiinikasvustossa ei juuri kasva muita kasveja (Saarinen ym. 2006), sillä jopa 150 cm korkeaksi kasvava (Fremstad 2010) komealupiini vie

suurikokoisena muilta runsaasti elintilaa sekä varjostaa tehokkaasti matalampia kasveja heikentäen siten niiden elinolosuhteita (Valtonen ym. 2006). Korkeat kasvit voivat kilpailla tehokkaammin valosta komealupiinin kanssa, minkä vuoksi ne pärjäävät komealupiinikasvustossa paremmin (Valtonen ym. 2006).

Maatalouden muutosten ja tehostumisen vuoksi on perinteisten niitty- ja ketoympäristöjen määrä vähentynyt ja monet näiden paikkojen lajit uhanalaistuneet. Tienpientareet ovat osoittautuneet tärkeiksi kasvupaikoiksi keto- ja niittykasveille, sillä tienpientareet muistuttavat niiden suosimia avoimia, karuja ja vähäravinteisia kasvu ympäristöjä (Jantunen ym. 2006). Levitessään tienpientareilla komealupiini muodostaa uhan erityisesti niitty- ja ketokasveille, kuten silmälläpidettäviksi luokitelluille ahokissankäpälälle (*Antennaria dioica*) ja kangasajuruoholle (*Thymus serpyllum* subsp. *serpyllum*) (Rassi ym. 2010). Lisäksi komealupiinin leviäminen on muodostunut jo ongelmaksi tuoreilla niityillä (Kontula ja Raunio 2018). Komealupiini haittaa niittykasvien kasvua valtaamalla niiltä kasvutilaa, varjostamalla tienvarsien matalia niittoon sopeutuneita ketokasveja sekä muuttamalla maaperää rehevämmäksi (Davis 1991, Valtonen ym. 2006). Kun komealupiini yksipuolistaa lajistoa vallatessaan alaa niittykasveilta, saattaa hyönteisille ravinnoksi kelpaavien kasvien määrä vähentyä. Komealupiini ei kelpaa ravinnoksi esimerkiksi päiväperhosten toukille eikä aikuisille yksilöille (Valtonen ym. 2006, Saarinen ym. 2006).

Aiemmissa komealupiinin vaikutuksen tutkimuksissa ei ole kuitenkaan huomitu komealupiinikasvuston ikää (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006, Ramula ja Pihlaja 2012). Vieraslajin aiheuttamat vaikutukset voivat muuttua ajan kuluessa ja kasvuston ikääntyessä (Strayer ym. 2006, Strayer 2012). Strayer (2012) esittää kolme mahdollista mallia vieraslajin vaikutuksen muuttumisesta ajan suhteen. Ensimmäisessä mallissa vieraslajin vaikutus lisääntyy alussa nopeasti, jonka jälkeen vaikutus vähenee ympäristön ”tottuessa” vieraslajiin, kun taas toisessa mallissa vieraslajin vaikutus jatkaa kasvuaan ajan kuluessa. Kolmannessa mallissa puolestaan vieraslajin vaikutus kasvaa äkillisesti häiriön jälkeen. Dostál ym. (2013) tutkivat haitallisen kaukasianjättiputken (*Heracleum mantegazzianum*) kasvuston

ikäntymisen merkitystä aiheuttamiin vaikutuksiin. He havaitsivat, että kaukasianjättiputken vaikutus luonnonkasveihin on suurimmillaan invaasion alkupuolella ja vähenee kasvustojen ikääntyessä, samalla kun alkuperäisten kasvien runsaus alkaa palautua. Kaukasianjättiputken vaikutusten vähentyminen kasvuston ikäännyttyä johtui negatiivisesta kasvien ja maaperän välisestä vuorovaikutuksesta (Dostál ym. 2013). Voisiko komealupiinikasvustonkin ikääntyessä maaperään kerääntyä patogeenejä, jotka heikentävät komealupiinikasvustoa ja siten sen aikaansaamia vaikutuksia alkuperäisessä kasviyhteisössä? Jos komealupiinin vaikutus kuitenkin vain lisääntyy kasvuston ikääntyessä, voidaan aiempien tutkimusten perusteella olettaa, että komealupiinin valtaamat kasviyhteisöt muuttuvat samankaltaisemmiksi ajan kuluessa komealupiinin syrjäyttäessä alkuperäisiä lajeja ja yksipuolistaessa lajistoa (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006).

## **1.6 Tutkimuksen tavoitteet**

Tässä pro gradu -tutkielmassa tavoitteena oli selvittää eri-ikäisten komealupiinikasvustojen vaikutuksia alkuperäiseen kasvillisuuteen sekä yhteisötasolla että lajiryhmien osalta. Tutkin myös komealupiinin vaikutusta alkuperäisten kasvilajien määrään. Hypoteesina on, että komealupiini vaikuttaa voimakkaasti elinympäristönsä kasvillisuuteen (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006, Ramula ja Pihlaja 2012):

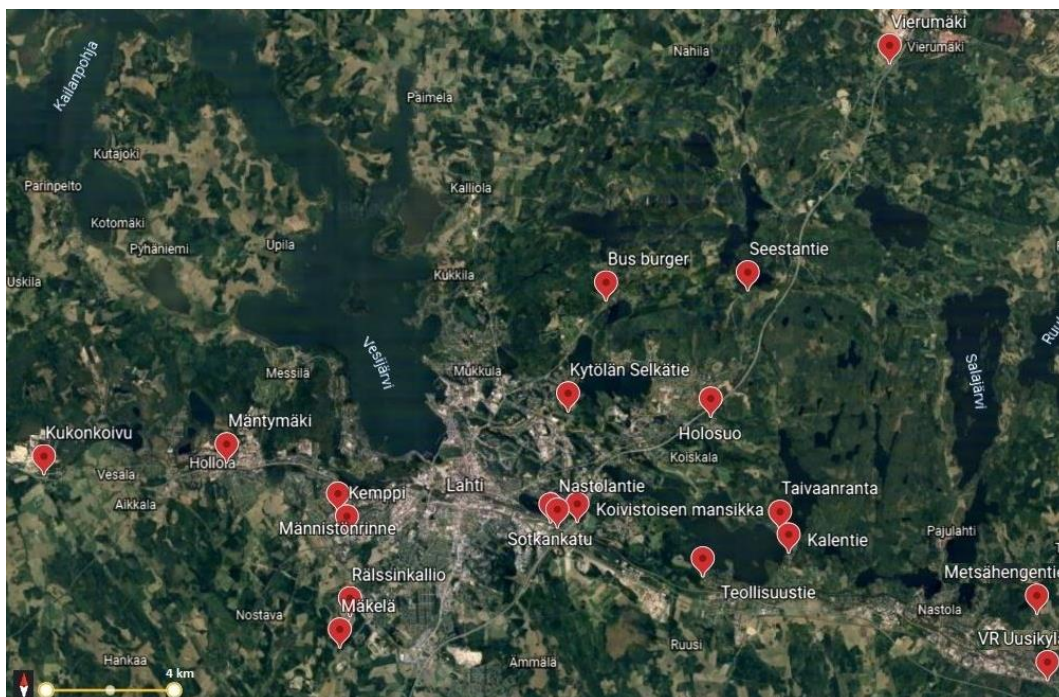
- Kasvuston ikääntyessä komealupiinin vaikutus oletettavasti lisääntyy aluksi lupiinikannan vahvistuessa, mutta lopulta komealupiinin peittävyys voidaan olettaa alkavan vähenemään esimerkiksi maahan kertyvien patogeenien vaikutuksesta (Dostál ym. 2013, Strayer 2012).
- Kasvien lajimäärän oletetaan olevan komealupiinikasvustossa alhaisempi kuin kasvuston ulkopuolella (Valtonen ym. 2006, Saarinen ym. 2006).
- Korkeana kasvina komealupiini varjostaa muuta kasvustoa ja vähentää erityisesti avoimien ympäristöjen lajien peittävyttä (Valtonen ym. 2006).

- Komealupiini rehevöittää maaperää, joten oletan komealupiinin vähentävän niukkaravinteisuutta suosivia kasvilajeja ja lisäävän runsasravinteisuudesta hyötyviä kasveja (Valtonen ym. 2006).
- Varjostaessaan muuta kasvustoa komealupiini vähentää haihduntaa maaperästä, joten komealupiini oletettavasti vähentää kuivien elinympäristöjen lajeja ja lisää tuoreiden elinympäristöjen lajeja (Valtonen ym. 2006).

## **2. Aineisto ja menetelmät**

### **2.1 Tutkimuskohteet**

Komealupiinin vaikutusta tutkin 19 tutkimuskohteessa Päijät-Hämeen alueella, joka sijaitsee keskiboreaalaisella kasvillisuusvyöhykkeellä. Tutkimuskohteista 17 sijaitsee Lahdessa, yksi Hollolassa ja yksi Heinolassa Vierumäellä (kuva 1). Tutkimuskohteiden etäisyys toisistaan oli vähintään 200 m, jonka katsottiin olevan riittävä määrittelemään paikat erillisiksi populaatioiksi. Tutkimuskohteiksi valittiin maaperältään hiekkaisia ja soraisia alueita, sillä komealupiini viihtyy niillä (Fremstad 2010) ja juuri niissä komealupiinista voi olla eniten haittaa esimerkiksi ketokasveille (Jantunen ym. 2006). Lisäksi edellytyksenä oli, että tutkimuskohteen komealupiinikasvuston ikä oli mahdollista selvittää. Kaikissa valituissa tutkimuskohteissa kasviyhteisö oli muodostunut ihmisen aiheuttaman häiriön kuten talon purkamisen tai tien rakentamisen jälkeen, minkä vuoksi komealupiinikasvustojen iän määrittäminen oli mahdollista. Tutkimuskohteiden iän määrittämisessä käytettiin apuna Lahden kaupungin karttapalvelun (2018) ortokarttoja eri vuosilta. Ortokartoista saatiin määritettyä tapahtuneiden häiriöiden ajankohdat ja laajuudet. Eri-ikäisiä ortokarttoja vertaamalla sekä paikallisilta asukkailta kyselemällä saatiin tietoa, jonka perusteella arvioitiin komealupiinikasvuston ikä.



**Kuva 1.** Tutkimuskohteiden sijainnit. Kuva: Google Earth 9.3.100.2 (2020) (Data: CNES/Airbus, Maxar Technologies).

Tutkimuskohteet jaettiin komealupiinikasvuston iän mukaan kolmeen luokkaan: 1) nuoret (alle 6 v vanhat), 2) keski-ikäiset (noin 10 v) ja 3) vanhat (yli 13 v). Tutkimuksessa oli mukana nuoria ja keski-ikäisiä kohteita kumpaakin seitsemän. Vanhoja paikkoja oli vain viisi, sillä vanhoja lupiinkohteita oli hankala löytää, vaikka komealupiini on ollut alueella yleinen jo pitkään (Antti Hovi, henkilökohtainen tiedonanto).

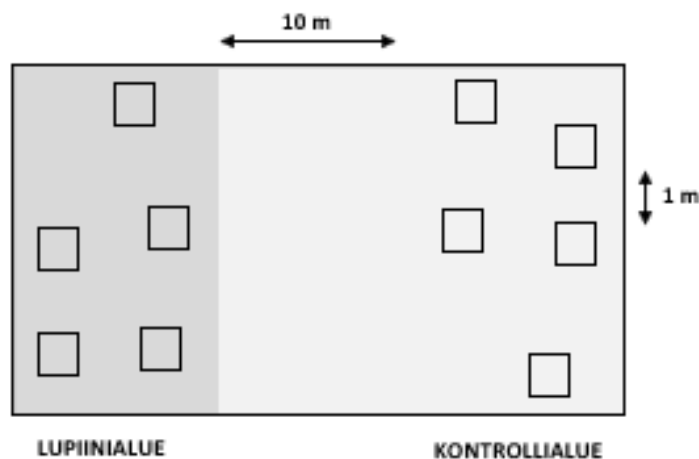
Kasvillisuuskartoitukset toteutettiin pääosin heinäkuussa 2018 viikoilla 27 – 30, minkä jälkeen kartoitettiin vielä yksi kohde elokuussa viikolla 33. Ilmatieteen laitoksen tilastojen (2019a) mukaan kasvillisuuskartoituksen aikainen kesä oli poikkeuksellisen helteinen: touko-elokuussa hellepäiviä (päivän ylin lämpötila  $>25$  °C-astetta) mitattiin Lahdessa Launeen havaintoasemalla yhteensä 44, mikä on suurin hellepäivien lukumäärä, mitä asemalla on mitattu vuodesta 1959 lähtien. Kartoituskuukausina keskilämpötila oli heinäkuussa 20 °C ja elokuussa 16,9 °C, mikä on 2,9 °C ja 1,9 °C enemmän kuin keskimäärin vertailujaksolla 1981–2010 (Ilmatieteen laitos 2019b). Sademäärä puolestaan oli heinäkuussa 43,1 mm ja

elokuussa 75,2 mm, mikä vastaa 54 % ja 97 % vertailujakson 1981 – 2010 keskimääräisestä sademäärästä (Ilmatieteen laitos 2019b).

## **2.2 Tutkimusasetelma ja kasvillisuusaineiston keruu**

Jokaisessa tutkimuskohteessa kasviyhteisö kartoitettiin 10:ltä yhden neliömetrin (1 m \* 1 m) kokoiselta kasvivuudulta. Kasvihuuduista viisi asetettiin komealupiinikasvuston sisälle ja kontrolliksi yhtä monta ruutua kasvuston ulkopuolelle (jatkossa ”lupiinialue” ja ”kontrollialue”) (kuva 2). Kontrolliruutujen avulla voitiin vertailla kasviyhteisöjä, joihin komealupiini on levittäytynyt ja niitä, joissa sitä ei esiinny. Kasvihuutujen sijoittamisessa käytettiin satunnaisotantaa. Lupiini-kasvuston sisällä sekä kontrollialueella ruutujen etäisyys toisistaan oli vähintään metri. Kontrollialueet pyrittiin sijoittamaan vähintään 10 metrin etäisyyteen komealupiinikasvustosta, mutta kuitenkin niin, että ne sijaitsivat alueella, jossa oli kulunut saman verran aikaa häiriöstä kuin lupiinikasvustossa (ts. kasviyhteisöt olivat samanikäisiä). Kymmenen metriä katsottiin olevan riittävä etäisyys kontrollialueiden ja komealupiinien välillä: ei liian kaukana toisistaan, jolloin olosuhteet voisivat muuttua liikaa, muttei kuitenkaan liian lähellä, jolloin komealupiinien vaikutus ulottuisi kontrollialueelle saakka. Suurin etäisyys lupiini- ja kontrollialueiden välillä oli noin 100 metriä, mutta olosuhteet alueilla olivat kuitenkin samankaltaiset.

Jokaiselta kasvihuudulta kaikki putkilokasvilajit kartoitettiin ja tunnistettiin lajitasolle mikäli mahdollista. Tunnistamisen perustana käytettiin Retkeilykasviota (Hämet-Ahti ym. 1998) sekä Suurta Pohjolan kasviota (Mossberg ja Stenberg 2005). Jokaiselta kasvihuudulta arvioitiin jokaisen putkilokasvilajin peittävyys jatkuvalla prosenttiasteikolla (0 – 100 %) suoraan ylhäältä katsottuna. Peittävyysprosenttien arvioinnissa otettiin huomioon kasvillisuuden monikerroksisuus, jonka vuoksi ruudun yhteenlasketuksi peittävyudeksi voitiin saada yli 100 %.



**Kuva 2.** Kartoitusruutujen sijoittaminen tutkimuskohteissa. Mustat neliöt kuvaavat kasviruutuja ( $1 \text{ m}^2$ ) komealupiinialueilla ( $n = 5$ ) sekä kontrollialueilla ( $n = 5$ ). Kasviruudut sijoitettiin satunnaisotannalla.

### 2.3 Maaperänäytteiden otto ja laboratorioanalyysit

Maaperänäytteet kerättiin marraskuussa 2018. Vaikka tutkimuskohteiksi pyrittiin valitsemaan maaperältään soraa tai hiekkaa olevia kohteita, maaperätyyppi vaihteli usein tutkimuskohteiden sisällä maaperään kohdistuneiden häiriöiden vuoksi. Tämän vaihtelun huomioimiseksi jokaisessa tutkimuskohteessa otettiin kolme maaperänäytettä sekä komealupiini- että kontrollialueilta. Näytteet otettiin satunnaisista kohdista 0 – 10 cm syvyydeltä, jonka jälkeen otetut kolme näytettä yhdistettiin ja sekoitettiin hyvin. Jokaisesta tutkimuskohteesta saatiin yksi 0,5 litran sekoitettu näyte sekä komealupiini- että kontrollialueelta. Isot kivet ( $\varnothing > 1,5 \text{ cm}$ ) ja mahdollinen kasvimateriaali poistettiin maaperästä.

Maaperänäytteistä määritettiin pH, orgaaninen aines, kosteus, fosfaatti ( $\text{PO}_4$ ), ammonium ( $\text{NH}_4$ ) ja nitraatti ( $\text{NO}_3$ ) (liite 2). Kuiva-aine ja hehkutusjäännös, eli kosteuden ja orgaanisen aineksen osuus, määritettiin standardin SFS3008 mukaisesti. Kuiva-aine määritettiin näytteestä, jota pidettiin  $105^\circ\text{C}$  uunissa kaksi tuntia ja hehkutusjäännös näytteestä, jota pidettiin  $550^\circ\text{C}$  uunissa kaksi tuntia. Ravinteiden määrittämisessä käytettiin QuickChem Lachat 8000 -virtausinjektio-analysaattoria (FIA) (Lachat Instruments Inc). Vesiuutto tehtiin standardin SFS-EN



13652 mukaisesti. Fosfaatin määrittäminen suoritettiin standardin 10-115-01-1-Q mukaisesti, ammonium standardin 10-107-06-1-F ja nitraatti HPLC K101-NO3-140407 mukaisesti. pH mitattiin Mettler Toledo -pH-mittarilla standardin ISO10390 mukaisesti liuoksesta, joka valmistettiin ilmakeivasta maaperästä ja tislatus vedestä (1/5 vastaavasti). Komealupiinilla ei ollut vaikutusta orgaanisen aineksen (keskiarvo  $\pm$  SD =  $3,9 \pm 2$  % lupiinialueilla ja  $5,8 \pm 4,3$  % kontrollialueilla), nitraatin ( $0,12 \pm 0,08$  mg kg<sup>-1</sup> ja  $0,14 \pm 0,10$  mg kg<sup>-1</sup>, vastaavasti) eikä ammoniumin määrään ( $0,56 \pm 0,3$  mg kg<sup>-1</sup> ja  $0,6 \pm 0,3$  mg kg<sup>-1</sup>, vastaavasti) lupiinialueiden maaperässä.

## 2.4 Kasvillisuusaineiston käsittely

Jokaiselle putkilokasvilajille laskettiin tutkimuskohdekohtainen keskimääräinen peittävyys erikseen komealupiini- ja kontrollialueille (keskiarvo viiden kasvuruudun peittävyksistä). Käytin analyysissä peittävyksien keskiarvoja vaihtelun vähentämiseksi, sillä en ollut kiinnostunut tutkimuskohteiden sisäisestä vaihtelusta. Kasvillisuusruutujen peittävyksiä ei voitu analysoida erikseen, koska silloin olisi pseudotoiston välttämiseksi pitänyt käyttää hierarkista satunnaismuuttujaa (eng. *nested random effect*), jossa alue olisi sisällytynyt tutkimuskohteseen. Näin ei voinut kuitenkaan tehdä, koska alue jo sisältyi malliin selittävänä muuttujana.

Komealupiinin vaikutusten yleistämiseksi luokittelin kasvuruuduilla esiintyneet putkilokasvilajit ryhmiin lajien elinympäristömieltymysten mukaisesti: 1) suotuisa elinympäristö (avointen ympäristöjen lajit, elinympäristön suhteen generalistit, metsäiset lajit), 2) elinympäristön kosteusolosuhteet (kuivien elinympäristöjen lajit, kosteuden suhteen generalistit, tuoreita elinympäristöjä suosivat lajit, kosteiden elinympäristöjen lajit) ja 3) elinympäristön ravinteikkaus (kopiotrofit eli runsasravinteisten elinympäristöjen lajit, ravinteikkouden suhteen generalistit, oligotrofit eli vähäravinteisten elinympäristöjen lajit) (Hämet-Ahti ym. 1998). Komealupiini ei ole mukana ryhmissä. Jokaiselle yksittäiselle kasviryhmälle

laskettiin summapeittävyys tutkimuskohdekohtaisesti erikseen lupiini- ja kontrollialueille ( $n = 36$ ). Määritin myös tutkimuskohteiden sekä ryhmäkohtaisen kokonaislajimäärän. Analyyseista poistettiin kokonaan yksi vanha tutkimuskohde, Mäntymäki, sillä sen kasvillisuus erosi niin suuresti muista kohteista. Mäntymäen kasvillisuus oli erittäin niukkaa (keskimääräinen lajimäärä kohteessa oli 7 lajia, kun se muissa kohteissa oli 24 lajia) ja koostui lähes täysin jäkälistä, joita en tässä tutkimuksessa kartoittaneet. Mäntymäkeä ei siis ole mukana analyyseissä ja tuloksissa.

## 2.5 Tilastolliset menetelmät

Tilastolliset analyysit suoritettiin RStudio-ohjelmalla (RStudio Team 2015). Kasviyhteisöjen analysointiin käytettiin *vegan*-paketin (Oksanen ym. 2013) ei-metristä moniulotteista skaalausta (engl. *non-metric multidimensional scaling* eli NMDS), joka on parametrin ordinaatiomenetelmä (Oksanen ym. 2007). Se soveltuu epälineaarisesti jakautuneiden aineistojen tarkasteluun ja myös silloin kun aineistossa on paljon nollia (McCune ja Grace 2002). NMDS-ordinaatiolla havainnollistettiin graafisesti eri-ikäisten kasviyhteisöjen samankaltaisuutta komealupiinikasvustojen ja kontrollialueiden välillä sekä tarkasteltiin sitä, muuttuvatko kasviyhteisöt ajan kuluessa samankaltaisemmiksi. NMDS-ordinaatiossa pisteiden etäisyys kuvaa yhteisöjen suhteellista erilaisuutta (Oksanen ym. 2007). Etäisyysmittana käytettiin Bray-Curtisin indeksiä, jota käytetään yleisesti ekologiassa yhteisöjen tutkimisessa ja jota myös suositellaan käytettäväksi paljon nollia sisältävän aineiston tapauksessa (McCune ja Grace 2002).

Lajimäärässä sekä komealupiinin ja lajiryhmien peittävyyksissä tapahtuneiden muutosten arvioimiseksi suhteessa invaasioaikaan käytin yleistettyjä lineaarisia sekamalleja (engl. *generalized linear mixed models* eli GLMM, R-ohjelman glmmTMB-paketti; Magnusson ym. 2019). Aineiston tarkastelu (data exploration) suoritettiin Zuur, Ieno ja Elphickin (2010) ohjeistuksen mukaisesti. Kasvien peittävyysien analysointiin käytin betajakaumaa (arvot 0-1 välillä). Selitettävänä

muuttujana oli ryhmäkohtainen tai komealupiinin peittävyys tutkimuskohteen tasolla (vastaavasti  $n = 36$  tai  $18$ ). Jos havainnoissa oli nollia, analysoin aineiston Zuurin ja Ienon (2016) mukaisesti. Jos havainnoista alle viisi prosenttia oli nollia, muokkasin (engl. *truncated*) aineistoa Smithsonin ja Verkuilenin (2006) muunnoksen mukaisesti  $[(y * (n - 1) + 0,5) / n]$ , jotta betajakauman käyttäminen oli mahdollista (arvot 0-1 välillä). Jos havainnoissa oli enemmän nollia, mutta kuitenkin alle 25 prosenttia, käytin *zero-inflated beta* -mallia. Jos tiedoista 25 prosenttia tai enemmän oli nollia, analysoin ainoastaan lajiryhmän esiintymisen tai puuttumisen käyttäen binomijakaumaa. Lajimäärä analysoitiin Poisson-jakaumalla.

GLMM-malleissa selittävinä muuttujina oli ikä (kategorinen: nuoret, keskimääräiset, vanhat) ja alue (kategorinen: lupiinalue, kontrollialue). Tutkimuskohde sisällytettiin malliin satunnaismuuttujaksi selittämään kahden samasta tutkimuskohteesta saadun havainnon riippuvuussuhdetta (lupiinalue, kontrollialue). Lisäksi sisällytin malliin yhteisvaikutustermiä ikä x alue, maaperän pH:n (jatkuva), orgaanisen aineksen määrän (jatkuva) ja fosfaatin ( $\text{PO}_4$ , jatkuva). Orgaanisen aineksen määrä oli korreloittunut sekä ammoniumin ( $\text{NH}_4$ ) ( $r_s = 0,5$ ) että maaperän kosteuden ( $r_s = 0,8$ ) kanssa ja nitraatti ( $\text{NO}_3$ ) ammoniumin ( $\text{NH}_4$ ) ( $r_s = 0,5$ ) kanssa. Orgaaninen aines valittiin kuvaamaan ammoniumia, nitraattia sekä maaperän kosteutta, koska orgaaninen aines sitoo vettä (Hudson 1994) ja toimii ravinteiden lähteenä (Lehmann ja Kleber 2015).

Yksinkertaistimme GLMM-malleja poistamalla muuttujia yksitellen, kunnes kaikkien mallissa jäljellä olevien selittävien muuttujien p-arvo oli pienempi kuin 0,2 (engl. *backward stepwise selection*). Ensin poistettiin malleista iän ja alueen välinen interaktio, mikäli sen p-arvo oli suurempi kuin 0,2. Seuraavaksi malleista poistettiin maaperämuuttujia yksitellen, mikäli niiden p-arvo oli suurempi kuin 0,2, aloittaen aina vähiten merkitsevästä muuttujasta. Ikä ja alue säilytettiin aina mallin muuttujina. Mallin oletusten täyttyminen tarkistettiin tekemällä graafinen esitys residuaaleista suhteessa sovitettuihin arvoihin ja jokaista kovariaattia vastaan. Tein kaikki mallit sekä poikkeavien havaintojen kanssa että ilman niitä. Kopiotrofisten

lajien ja kosteiden elinympäristöjen lajien peittävyttä ei kyetty analysoimaan niiden vähäisen määrän vuoksi.

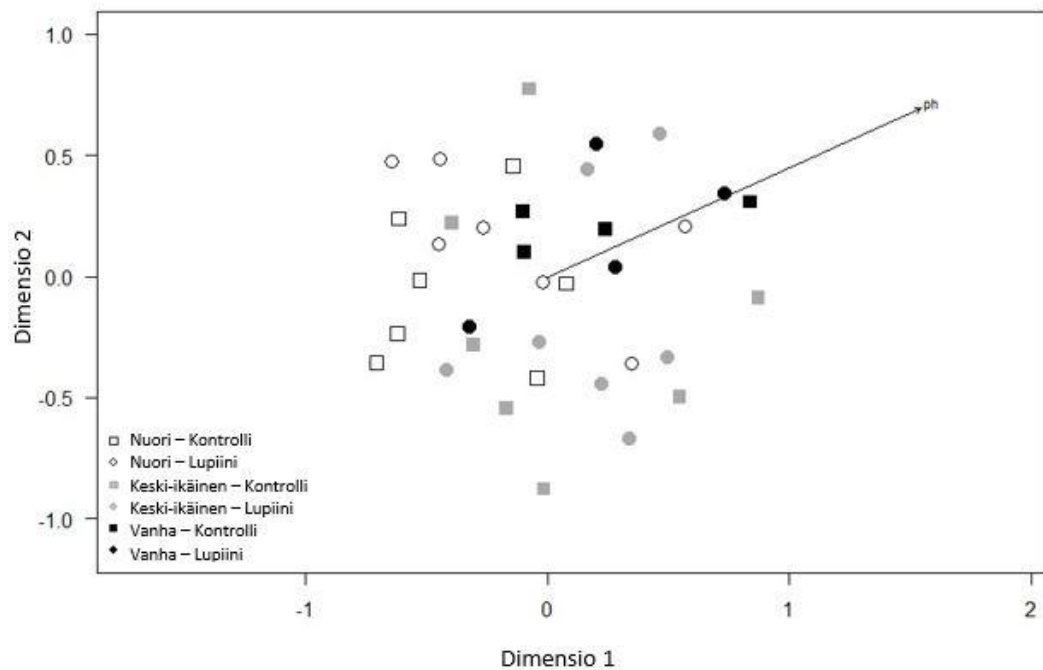
### 3. Tulokset

Kaikkiaan tutkimuskohteista havaittiin yhteensä 154 kasvilajia (ilman komealupiinia), joista 117 esiintyi lupiinialueilla ja 130 kontrollialueilla. Komealupiinin peittävyys lupiinialueilla oli keskimäärin 35 % ( $\pm$  SD 12,0). Invaasioiltaan nuorilta lupiinialueilta havaittiin keskimäärin enemmän lajeja (25 lajia  $\pm$  SD 6) kuin keski-ikäisiltä (22  $\pm$  SD 7,2) tai vanhoilta (21  $\pm$  SD 8,1), kun vastaavasti kontrolliruuduilla tavattiin keskimäärin vähemmän lajeja vanhoilla (22  $\pm$  SD 6,6) kuin muilla alueilla (keski-ikäisillä 26 lajia  $\pm$  SD 10,0 ja nuorilla 26  $\pm$  SD 7,0). Nuorilla kontrollialueilla kaikkien kasvien yhteenlaskettu peittävyys (54,5 %  $\pm$  SD 20,4) oli keskimäärin suurempi kuin nuorilla lupiinialueilla (29,5 %  $\pm$  SD 11,1), mihin vaikutti voimakkaasti kahden kontrollialueen poikkeuksellisen runsas kasvillisuus (kokonaispeittävyydet 80,1 % ja 89,4 %). Yleisimmät havaitut kasvilajit olivat elinympäristönsä suhteen generalisteja, kuten nurmirölli (*Agrostis capillaris*) (havaittu 32 alueella yhteensä 36:sta, keskimääräinen peittävyys 4,3 %  $\pm$  SD 6,0), maitohorsma (*Chamaenerion angustifolium*) (n = 29, keskimääräinen peittävyys 2,8 %  $\pm$  SD 2,8) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*) (n = 21, keskimääräinen peittävyys 1,7 %  $\pm$  SD 2,5), sekä avointen elinympäristöjen lajeja, kuten siankärsämö (*Achillea millefolium*) (n = 27, keskimääräinen peittävyys 2,2 %  $\pm$  SD 2,9), voikukat (*Taraxacum sp*) (n = 27, keskimääräinen peittävyys 2,6 %  $\pm$  SD 3,0) ja niittyjuola (*Elytrigia repens*) (n = 21, keskimääräinen peittävyys 1,1 %  $\pm$  SD 1,4). Komealupiinia lukuunottamatta yleisimmät lajit olivat muuten samat sekä lupiini- että kontrollialueilla, mutta kontrollialueilla niittyjuolaa ja hiirenvirnaa yleisempiä olivat lampaannata (*Festuca ovina*) sekä vadelma (*Rubus idaeus*). Uhanalaisia lajeja ei havaittu, ainoastaan silmälläpidettäväksi luokiteltu peltosauramo (*Anthemis arvensis*) havaittiin kontrollialueelta yhdeltä kartoitusruudulta, jossa sen peittävyys oli 0,25 %.

Suotuisten elinympäristöjen mukaan lajit jakautuvat avointen ympäristöjen (kokonaislajimäärä = 64, osuus havaituista lajeista 41,3 %), metsäisiin lajeihin (lajimäärä = 7, osuus kaikista lajeista 4,5 %) ja elinympäristöjen suhteen generalisteihin (84 lajia, 54,2 % kaikista lajeista) (liite 1). Habitaatin ravinteikkuuden mukaan lajit jakautuivat oligotrofeihin (8 lajia, 5,1 % kaikista lajeista), kopiotrofeihin (3 lajia, 1,9 % kaikista lajeista) ja generalisteihin (144 lajia, 92,9 % kaikista lajeista) sekä kosteuden mukaan kuivien (18 lajia, 11,6 % kaikista lajeista), tuoreiden (15 lajia, 9,7 % kaikista lajeista), kosteiden (7 lajia, 4,5 % kaikista lajeista) ja kosteuden suhteen generalisteihin (115 lajia, 74,2 % kaikista lajeista) lajeihin.

NMDS-ordinaation perusteella komealupiinialueiden kasviyhteisö ei eronnut kontrollialueiden kasviyhteisöstä (kuva 3). Ainoastaan nuorten, alle kuusi vuotta vanhojen, komealupiinialueiden kasvilajisto erosi aavistuksen verran nuorista kontrollialueista. Ympäristömuuttujista ainoastaan pH korreloi merkitsevästi yhteisövaihtelun kanssa (ks. taulukko 1). Vaikutti siltä, että nuorissa kohteissa pH oli matalampi kuin vanhoissa kasviyhteisöissä.

GLMM:n perusteella kasvuston iällä ei ollut vaikutusta komealupiinin peittävyys (taulukko 2, kuva 4). Lupiini- ja kontrollialueiden tai ikäryhmien välillä ei ollut eroja kasvien lajimäärässä. Sen sijaan kaikilla lajiryhmillä peittävyys oli aina pienempi alueilla, joissa komealupiini esiintyi, kuin niissä, joissa komealupiinia ei ollut. Tämä vaikutus oli kuitenkin merkitsevä ( $p > 0,05$ ) vain neljässä mallissa: elinympäristön, ravinteiden ja kosteuden suhteen generalisteilla sekä kuivien elinympäristöjen lajeilla (taulukko 2). Ravinteiden ja kosteuden suhteen generalisteilla komealupiinin vaikutus oli merkitsevä ainoastaan poikkeavien arvojen kanssa (taulukko 2). Iän ja alueen interaktioiden vaikutus oli samanlainen kaikilla generalistisilla lajeilla (elinympäristön, ravinteiden ja kosteuden suhteen) (kuva 4, taulukko 2): generalistien peittävyydet olivat suurimmillaan nuorilla kontrollialueilla ja nuorilla lupiinialueilla ne olivat pienemmät. Generalisteilla peittävyydet vähenivät kasvustojen ikääntyessä.



**Kuva 3.** Nuorten (< 6 v), keski-ikäisten (n. 10 v) ja vanhojen (> 13 v) lupiini- ja kontrollialueiden sijoittuminen kasviyhteisöjen eroja kuvaavassa ei-metrisen moniulotteisen skaalauksen ordinaatiossa (engl. *non-metric multidimensional scaling* eli NMDS). Komealupiini poistettu aineistosta. Ordinaatiossa on esitetty myös merkitsevät ( $p < 0,05$ ) ympäristömuuttujavektorit (ks. taulukko 1).

Ympäristömuuttujat selittivät lajien peittävyksiä jonkin verran. Maaperän korkeampi orgaanisen aineksen määrä lisäsi generalistien (elinympäristö, ravinteet, kosteus) sekä oligotrofisten lajien peittävyttä, mutta vaikutus oli kuitenkin merkitsevä vain kosteuden suhteen generalisteilla (taulukko 2). Sen sijaan korkeampi maaperän pH vähensi merkitsevästi sekä elinympäristön suhteen generalistien että kuivien elinympäristöjen lajien peittävyttä. Korkeampi pH vähensi myös lajimäärää merkitsevästi. Korkeampi maaperän fosfaattipitoisuus lisäsi merkitsevästi avoimien elinympäristöjen lajien peittävyttä.

**Taulukko 1.** Maaperämuuttujien korrelaatiot ( $r^2$ ) ei-metrisen moniulotteisen skaalauksen ordinaatiossa (engl. *non-metric multidimensional scaling* eli NMDS) (katso kuva 3).

Maaperämuuttuja	$r^2$	$p$ -arvo
pH	0,325	<b>0,002</b>
Org. aines (%)	0,024	0,680
NO <sup>3</sup>	0,040	0,560
NH <sup>4</sup>	0,028	0,623
PO <sup>4</sup>	0,121	0,112

Merkitsevät  $p$ -arvot lihavoituna.

**Taulukko 2.** Yleistetyn lineaarisen sekamallin (engl. *generalized linear mixed models* eli GLMM) tulokset komealupiinin peittävyydelle, lajimäärälle ja lajiryhmien peittävyyksille (%) (ks. kasvilajien jakautuminen lajiryhmiin liitteestä 1) eri ikäryhmissä. Kertoimet, keskivirheet (SE) ja *p*-arvot on esitetty vakiotermeille (engl. *intercept*), ikäryhmille, alueille (komealupiini vs. kontrolli), maaperän orgaaniselle ainekselle (%), pH:lle ja fosfaatille (mg/kg) sekä ikä x alue -interaktiolle. Merkitsevät *p*-arvot on lihavoitu. ”(PA)” ilmaisee, että kasvillisuustieto oli muutettu analyysiä varten esiintyy/ei esiinny -muotoon (engl. *presence/absence*). Ilman poikkeavia arvoja (”outliereita”) tehtyjen mallien tulokset on esitetty, mikäli outliereilla oli merkitystä tuloksiin. Kopiotrofisten lajien ja kosteiden ympäristöjen lajien peittävyksiä ei analysoitu, koska niistä ei ollut tarpeeksi havaintoja.

		Vakio- termi	Keski- ikäinen (Keski)	Vanha	Lupiinialue (Lup)	Org. aines (%)	pH	PO4 (mg/kg)	Keski x Lup	Vanha x Lup
Komealupiinin peittävyys n = 18	Kerroin	-0,648	-0,320	-0,062				-0,168		
	SE	0,259	0,259	0,328				0,126		
	p-arvo	<b>0,012</b>	0,217	0,850				0,184		
Lajimäärä n = 36	Kerroin	5,126	-0,033	-0,190	-0,021		-0,304			
	SE	0,815	0,142	0,166	0,078		0,133			
	p-arvo	<b>&lt; 0,001</b>	0,819	0,254	0,785		<b>0,022</b>			
<b>Lajiryhmät suotuisan elinympäristön mukaan</b>										
Generalistit n = 36	Kerroin	3,181	-0,898	-0,931	-1,029	0,312	-0,654		1,272	0,672
	SE	2,046	0,313	0,383	0,218	0,216	0,315		0,310	0,373
	p-value	0,120	<b>0,004</b>	<b>0,015</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,149	<b>0,038</b>		<b>&lt; 0,001</b>	0,071
Metsäiset lajit (PA) n = 36	Kerroin	0,706	-0,590	-1,102	-0,233					
	SE	0,661	0,774	0,921	0,684					
	p-value	0,285	0,446	0,231	0,733					
Avointen elinympäristöjen lajit n = 36	Kerroin	-1,611	0,011	0,013	-0,119			0,301		
	SE	0,214	0,232	0,272	0,202			0,096		
	p-arvo	<b>&lt; 0,001</b>	0,961	0,961	0,555			<b>0,002</b>		

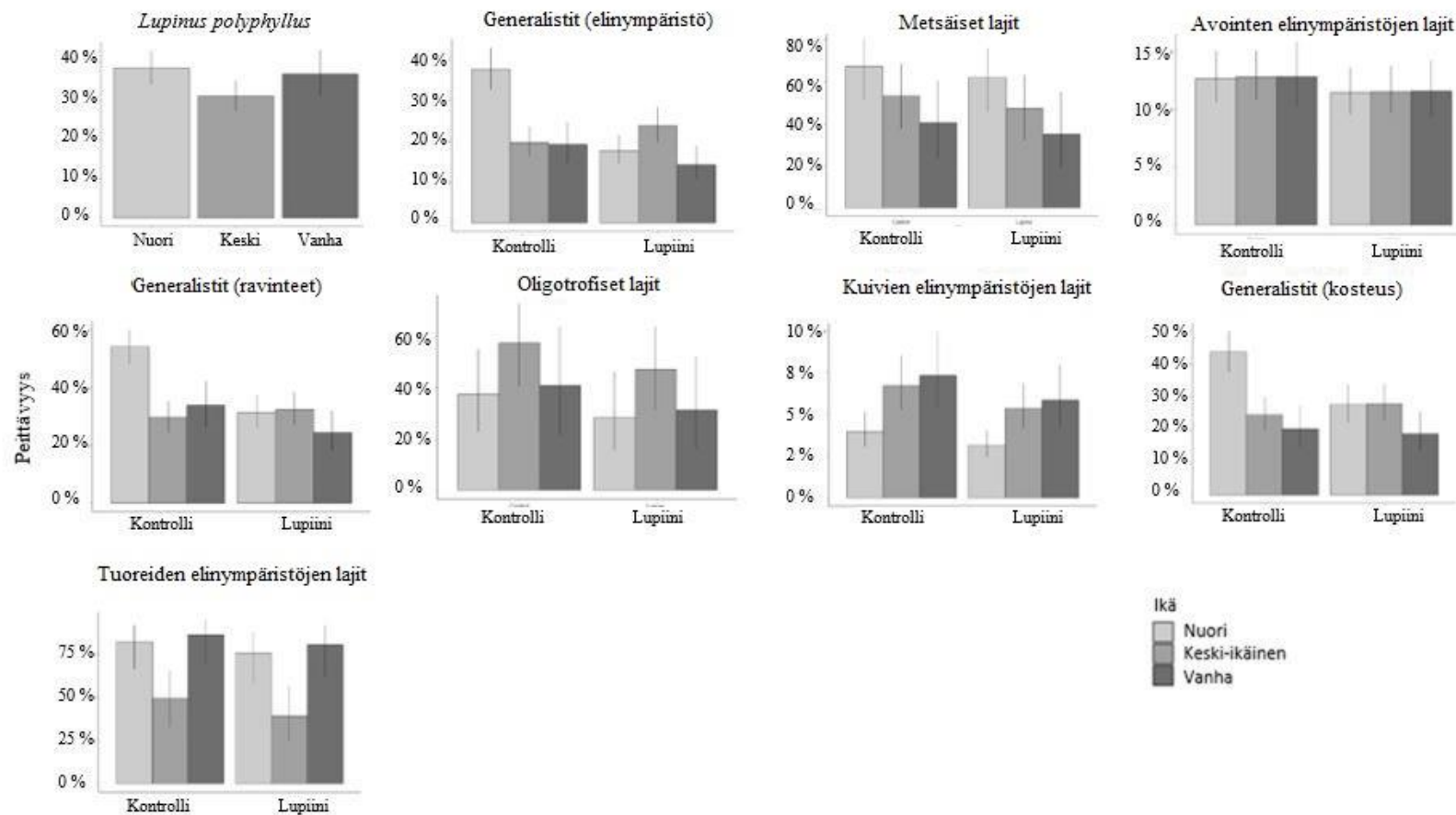


### Lajiryhmät ravinteiden mukaan

Generalistit n = 36	Kerroin	-0,358	-1,029	-0,831	-0,944	0,370	1,079	0,490
	SE	0,401	0,356	0,435	0,296	0,248	0,425	0,492
	p-arvo	0,372	<b>0,004</b>	0,056	<b>0,001</b>	0,136	<b>0,011</b>	0,319
Generalistit ei outliereita n = 34	Kerroin	-0,545	-0,142	-0,030	-0,289			
	SE	0,196	0,231	0,264	0,180			
	p-arvo	<b>0,006</b>	0,538	0,908	0,107			
Oligotrofiset lajit (PA) n = 36	Kerroin	-2,296	0,812	0,145	-0,412	1,273		
	SE	1,265	0,851	1,076	0,753	0,771		
	p-arvo	0,070	0,340	0,893	0,585	0,099		

### Lajiryhmät kosteuden mukaan

Kuivien elinympäristöjen lajit n = 36	Kerroin	-0,055	0,559	0,650	-0,244	-0,496		
	SE	1,267	0,361	0,419	0,112	0,205		
	p-arvo	0,965	0,121	0,120	<b>0,029</b>	<b>0,016</b>		
Generalistit n = 36	Kerroin	-1,032	-0,874	-1,116	-0,710	0,555	0,888	0,607
	SE	0,430	0,379	0,477	0,296	0,260	0,423	0,495
	p-arvo	<b>0,016</b>	<b>0,021</b>	<b>0,019</b>	<b>0,016</b>	<b>0,033</b>	<b>0,036</b>	0,219
Generalistit ei outliereita n = 35	Kerroin	-1,172	-0,231	-0,472	-0,185	0,298		
	SE	0,367	0,303	0,388	0,175	0,221		
	p-arvo	<b>&lt; 0,001</b>	0,446	0,224	0,291	0,176		
Tuoreiden (PA) elinympäristöjen lajit n = 36	Kerroin	0,751	-1,556	0,297	-0,403	-0,717		
	SE	0,858	0,917	1,099	0,789	0,430		
	p-arvo	0,382	0,090	0,787	0,610	0,096		



**Kuva 4.** Yleistetyn lineaarisen sekamallin (engl. *generalized linear mixed models* eli GLMM) tulokset komealupiinin peittävyydelle, ja lajiryhmien peittävyyksille (%) (ks. kasvilajien jakautuminen lajiryhmiin liitteestä 1) eri ikäryhmissä (nuori < 6 v, keski-ikäinen n. 10 v, vanha > 13 v). Kuvaajissa on mukana poikkeukselliset havainnot (eng. *outliers*).

#### 4. Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Toisin kuin oletin, komealupiinilla oli vain vähäinen vaikutus hiekkaisten ja soraisten alueiden kasviyhteisöihin, eikä komealupiini vähentynyt kasvuston ikääntyessä. Sen sijaan komealupiinin peittävyys pysyi noin 35 % tasolla myös vanhimmissa kasvustoissa. Komealupiini vähensi hieman lajimäärää sekä kaikkien lajiryhmien peittävyyttä, mutta vaikutus oli merkittävää ainoastaan elinympäristön, kosteuden ja ravinteiden suhteen generalisteilla sekä kuivien elinympäristöjen lajeilla.

Vastoin odotuksia komealupiinin peittävyys ei muuttunut kasvustojen ikääntyessä. Aiemmissa komealupiinin tutkimuksissa ei ole tutkittu kasvustojen iän vaikutusta, mutta Ramula ja Pihlaja (2012) eivät havainneet eroja peittävyydessä huolimatta siitä, että tutkitut komealupiinikasvustot todennäköisesti erosivat iältään. Toisaalta, vaikka komealupiini esiintynyt yleisenä Lahden alueella jo pitkään (Antti Hovi, henkilökohtainen tiedonanto), löysin vain viisi yli 13-vuotiasta kasvustoa. Vanhin löytämäni komealupiinikasvusto oli 18-vuotias. Tämä voi johtua siitä, että kasvustot ovat mahdollisesti pienentyneet ja hävinneet itsestään tultuaan riittävän vanhoiksi, kuten Strayerin (2017) malleissa. Tulokseni eivät kuitenkaan näyttäneet komealupiinin vähenevän kasvuston ikääntyessä.

Samoin kuin tässä, Ramulan ja Pihlajan (2012) tutkimuksessa komealupiinin ei havaittu vaikuttavan kasviyhteisöjen rakenteeseen. Ramula ja Pihlaja (2012) tutkivat komealupiinin vaikutuksia kasviyhteisöjen rakenteeseen neljässä elinympäristötyypissä (niitty, metsä, tienpientare, joutomaa) kahdella eri maantieteellisellä alueella. He eivät löytäneet eroja kasvillisuuden korkeudessa eikä niittylajien, klonaalisten lajien ja korkeiden lajien suhteellisessa osuudessa komealupiinin valtaamien alueiden ja kontrollialueiden välillä. Puolestaan Valtonen ym. (2006) tutkimuksessa komealupiini vaikutti kasviyhteisön rakenteeseen vähentäen kasvilajien runsautta ja diversiteettiä sekä matalakasvuisten kasvien osuutta. He tutkivat komealupiinin vaikutusta kasvillisuuteen tienpientareilla. Ramula ja Pihlaja (2012) ehdottivat, että

ristiriitaiset tulokset voisivat johtua esimerkiksi paikkojen erilaisista invaasihistorioista tai eroista tutkimuksen alueellisesta mittakaavasta. Tässäkin tutkimuksessa käytettiin pientä alueellista mittakaavaa ( $< 100$  km) kuten Valtonen ym. (2006), mutta komealupiinin haitallinen vaikutus kasviyhteisöihin oli vähäistä. Vieraslajin vaikutukset ovat yleensä voimakkaampia alueilla, joissa invaasiosta on kulunut pitkä aika kuin alueilla, joille vieraslaji on hiljattain levinnyt (Gaertner ym. 2009, Cousins ja Vanhoenacker 2011).

Toisin kuin Valtosen ym. (2006) sekä Ramulan ja Pihlajan (2012) tutkimuksissa, komealupiinilla ei ollut haitallista vaikutusta lajimäärään. Lajimäärän väheneminen ei kuitenkaan näy välttämättä heti vieraslajin leviämisen jälkeen, vaan voi tapahtua viiveellä (Richardson ym. 2007). Varsinkin kasvien kohdalla lajien häviämisessä kestää paljon kauemmin kuin levittäytymisessä uusille alueille ja kasvilaji voi esiintyä kasvupaikallaan pitkiäkin aikoja, jopa vuosikymmeniä, vaikka elinympäristö muuttuisi sille epäsuotuisaksi (Gaertner ym. 2009, Cousins ja Vanhoenacker 2011). Mahdollisesti tutkimukseni vanhat kasvustot (13-18 vuotta) eivät siis olleet riittävän vanhoja, jotta komealupiinin aiheuttamat vaikutukset näkyisivät selkeästi. Toisaalta, en löytänyt vanhempia kasvustoja, joten komealupiini saattaa hävitä hiekkaisista ja soraisista elinympäristöistä itsestään jo ennen merkittäviä haitallisia vaikutuksia. Ramulan ja Pihlajan (2012) tutkimuksessa lajimäärä väheni varsinkin laajojen komealupiinikasvustojen ( $\geq 1000 \text{ m}^2$ ) keskiosassa, joka saattaa olla esiintymien vanhinta aluetta. Tutkimuksessani komealupiinikasvustot olivat laajuudeltaan tätä pienempiä.

Tutkimissani komealupiinin valtaamissa kasviyhteisöissä komealupiinin keskimääräinen peittävyys oli ainoastaan 35,0 %. Peittävyys oli alhaisempi verrattuna komealupiinin peittävyyskseen aiemmissa tutkimuksissa, esimerkiksi Valtosen ym. (2006) tutkimuksessa keskimääräinen peittävyys oli 69,1 % ja Ramulan ja Pihlajan (2012) tutkimuksessa 65,6 %, eli lähes kaksinkertainen verrattuna komealupiinin peittävyyteen tutkimuksessani. Tutkimissani kasvustoissa komealupiinin peittävyys olikin todennäköisesti liian vähäinen vaikuttaakseen muuhun kasvillisuuteen kovin vahvasti (Ortega ja Pearson 2005). Ramula ja Pihlaja

(2012) tutkivat komealupiinin vaikutuksia myös alueella, jossa komealupiinin peittävyys oli keskimääriin 35,7 %, eikä se vaikuttanut tällöin kasvilajien määrään. Toisin kuin muissa komealupiinin tutkimuksissa, otin tutkimuskohteiden valinnassa huomioon niiden maaperätyypin. Alhainen peittävyys voikin johtua tutkimuskohteiden soraisesta tai hiekkaisesta maaperästä. Monet tutkimuskohteista oli silminnähden kuivia, mikä johtuu hiekka- ja sora maiden luontaisesti alhaisesta vesipitoisuudesta (Ronkainen 2012). Tämän lisäksi kasvillisuuskartoituksen aikainen kesä oli erityisen helteinen (Ilmatieteen laitos 2019a). Nämä tekijät yhdessä ovat voineet vaikuttaa siihen, että kasvillisuus on kuivuuden vuoksi kasvanut kituliaasti, jolloin myös komealupiinin peittävyys on saattanut jäädä normaalia alhaisemmaksi, vaikka komealupiinilla tiedetäänkin olevan hyvä kuivuudensietokyky (Saarinen ym. 2006).

Komealupiini vähensi kasvien peittävyksiä kaikissa lajiryhmissä, vaikkakin monissa lajiryhmissä vaikutukset olivat hyvin heikkoja. Yllättäen, komealupiini vähensi peittävyksiä erityisesti generalisteilla (elinympäristöjen, kosteuden sekä ravinteiden suhteen), joiden oletettiin pärjäävän hyvin, koska niiden ajateltiin kykenevän elämään useissa erilaisissa olosuhteissa. Vaikka kosteuden ja ravinteiden suhteen generalistien peittävyyksien väheneminen oli merkittävää ainoastaan poikkeavien arvojen kanssa ja ilman niitä ero oli paljon pienempi, on tulos kuitenkin luultavasti oikeansuuntainen. Tulokseni todistaa generalistien pärjäävän huonosti vahvassa kilpailutilanteessa (Büchi ja Vuilleumier 2014) ja viittaa komealupiinin olevan voimakas kilpailija (Fremstad 2010). Generalistien huono kilpailukyky näkyy myös niiden peittävyksien vähenemisessä kasvustojen ikääntyessä. Komealupiini vähensi generalistien määrää erityisesti nuorilla alueilla. Yurkonis ja Meinersin (2004) mukaan vieraslajien luonnon monimuotoisuutta vähentävä vaikutus voi johtua muiden lajien levittäytymisen rajoittamisesta alkuperäisten lajien syrjäyttämisen sijaan. Komealupiini saattaa hankaloittaa muiden kasvien levittäytymistä alueelle esimerkiksi erittämällä allelokemikaaleja, jotka voivat estää muiden kasvien itämistä (Muzquiz ym. 2004). Muiden kasvien levittäytymisen rajoittaminen voisi selittää komealupiinin voimakkaampaa

vaikutusta nuorilla alueilla, sillä nuorille alueille kasvillisuus on vasta leviämässä häiriön jälkeen.

Generalistien lisäksi komealupiini vähensi merkitsevästi kuivien elinympäristöjen lajien peittävyttä, mikä voi johtua siitä, että komealupiinin aiheuttaman varjotuksen vuoksi haihdunta maaperästä vähenee (Valtonen ym. 2006). Komealupiinin vaikutus kuivien elinympäristöjen lajien peittävyyteen oli kuitenkin melko vähäinen, mikä johtuu todennäköisesti komealupiinin alhaisesta peittävydestä. Samoin avoimien elinympäristöjen lajien määrä voisi vähentyä komealupiinin peittävyyden ollessa korkeampi, koska silloin komealupiinin varjotuksen vaikutus olisi voimakkaampi. Komealupiinin vähäinen peittävyys selittää sen vaikutusten heikkoutta myös muissa lajiryhmissä. Esimerkiksi, vastoin odotuksia, komealupiinilla ei ollut merkitystä maaperän ravinnepitoisuuksiin eikä vähäravinteisia kasvupaikkoja suosivien lajien peittävyyteen, vaikka komealupiinin on ajateltu lisäävän kasvupaikkansa ravinteisuutta (Davis 1991). Jos komealupiinin peittävyys olisi suurempi, sen maaperää rehevöittävä vaikutus saattaisi tulla esille.

Tutkimukseni tuloksia pitää tulkita varovaisesti eikä niitä sovi yleistää liikaa johtuen siitä, että analyyseissä käytetty kokonaisotantamäärä ( $n = 36$  (tai 18 komealupiinilla)) oli melko pieni. Monimutkaiseen tutkimusasetelmaan nähden tutkimuskohteita olisi hyvä olla useampia, mutta tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan ollut mahdollista tutkia enempää kohteita. Varsinkin vanhoja kohteita oli vähän, mikä johtuu siitä, ettei sopivia paikkoja löytynyt enempää.

Komealupiinin vaikutusten tunnistaminen on tärkeää, jotta sen torjuntaan sekä alkuperäisten lajien suojeluun käytettävät resurssit osattaisiin kohdentaa alueille, jotka ovat erityisen herkkiä komealupiinin haitalliselle vaikutukselle. Aiemmista tutkimuksista poikketen, komealupiini ei vaikuttanut kovin voimakkaasti ympäristöönsä. Vähäinen vaikutus johtui todennäköisesti siitä, että tutkituilla hiekkaisilla ja soraisilla alueilla komealupiinin peittävyydet olivat melko vähäisiä. Suurikokoisena kasvina komealupiini kilpailee voimakkaasti tilasta ja resursseista

ja saattaa muodostaa tiheitä kasvustoja (Saarinen ym. 2006, Fremstad 2010). Tämän tutkimuksen perusteella vaikuttaa siltä, komealupiinin haitallisuus liittyykin juuri sen kykyyn muodostaa tiheitä kasvustoja. Komealupiinin torjunnassa olisikin tehokkainta keskittyä elinympäristöihin, joissa komealupiini voi muodostaa tiheitä kasvustoja. Huomiota tulisi kiinnittää myös paikkoihin, joissa kasvaa etenkin uhanalaisia kuivien elinympäristöjen lajeja sekä lajeja, jotka pärjäävät heikosti lajienvälisessä kilpailussa. Vaikka komealupiinin torjunta olisikin tehokkainta kohdistaa alueille, joissa komealupiinin vaikutukset ovat voimakkaimmat, on torjunnasta kuitenkin hyötyä kaikilla alueilla. Jokainen alue, jolla kasvaa komealupiinia, mahdollistaa sen leviämisen eteenpäin uusille alueille. Jatkossa voisi selvittää, millaisille alueille komealupiini muodostaa tiheitä kasvustoja ja millainen vaikutus maaperätyypillä on siihen. Näin torjuntatoimia voisi kohdistaa paremmin niille alueille, joille ei olisi vielä ehtinyt muodostua tiheää kasvustoa, mutta joille sellainen ajan kuluessa todennäköisesti muodostuisi. Tarvittaisiin myös lisää tutkimusta iän vaikutuksesta komealupiinikasvustoon, erityisesti vanhojen kasvustojen osalta, ja sen aiheuttamiin muutoksiin elinympäristössä.

## **5. Kiitokset**

Haluan kiittää ohjaajiani Miia Jaunia, Marju Prassia ja Johan Kotzea hyvästä ja kärsivällisestä ohjauksesta sekä korvaamattomasta avusta koko graduprosessin aikana. Lisäksi haluan antaa suurkiitokset Ilse Sahlbergille ja Oona Uhlgrenille, joiden kanssa teimme kasvillisuuskartoitukset yhdessä.

## 6. Kirjallisuus

- Bellard C., Cassey P. ja Blackburn T. M. 2016: Alien species as a driver of recent extinctions. --- *Biology Letters*, 12(2).
- Blackburn T. M., Bellard C. ja Ricciardi A. 2019: Alien versus native species as drivers of recent extinctions. --- *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203-207.
- Büchi L. ja Vuilleumier S. 2014: Coexistence of specialist and generalist species is shaped by dispersal and environmental factors. --- *The American Naturalist*, 183(5), 612-624.
- Ceballos G., Ehrlich P.R., Barnosky A.D., García A., Pringle R.M. ja Palmer T.M. 2015: Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. --- *Science Advances*, 1(5).
- Chytrý M., Maskell L.C., Pino J., Pyšek P., Vilà M., Font X. ja Smart S.M. 2008: Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. --- *Journal of Applied Ecology* 45: 448-458.
- Cousins S. A. ja Vanhoenacker D. 2011: Detection of extinction debt depends on scale and specialisation. --- *Biological Conservation*, 144(2), 782-787.
- Davis M. R. 1991: The comparative phosphorus requirements of some temperate perennial legumes. --- *Plant and Soil*, 133(1), 17-30.
- Davis M. A., Grime J. P., ja Thompson K. 2000: Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. --- *Journal of Ecology*, 88(3), 528-534.
- Davis M. A., Thompson K. ja Philip Grime J. 2005: Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. --- *Ecography*, 28(5), 696-704.
- Díaz S., Settel J., Brondízio E., Ngo H., Guèze M., Agard J., Arneth A., Balvanera, P., Brauman K., Butchart S., Chan K., Garibaldi L., Ichii K., Liu J., Subrmanian S., Midgley G., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Chowdhury R., Shin Y., Visseren-Hamakers I., Wilis K., Zayas C. 2019: Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Saatavilla: [https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/spm\\_unedited\\_advance\\_for\\_posting\\_htn.pdf](https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/spm_unedited_advance_for_posting_htn.pdf). Viitattu 10.3.2020.
- Dostál P., Müllerová J., Pyšek P., Pergl J. ja Klinerová T. 2013: The impact of an invasive plant changes over time. --- *Ecology Letters*, 16(10), 1277-1284.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukset (EU) N:o 1143/2014. Annettu 22 päivänä lokakuuta 2014, haitallisten vieraslajien tuonnin ja leviämisen ennalta ehkäisemisestä ja hallinnasta. Saatavilla: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2014/1143/oj>. Viitattu 27.2.2020.
- Fremstad E. 2010: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lupinus polyphyllus*. – Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org). Viitattu 27.2.2020.
- Fridley J. D., Stachowicz J. J., Naeem S., Sax D. F., Seabloom E. W., Smith M. D., Stohlgren T. J., Tilman D. ja Holle B. V. 2007: The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. --- *Ecology*, 88(1), 3-17.



- Gaertner M., Den Breeyen A., Hui C., ja Richardson D. M. 2009: Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. --- *Progress in Physical Geography*, 33(3), 319-338.
- Google Earth 9.3.100.2 2020: Lahden ympäristö, Suomi, 60°54'-61°07'N, 25°21'-26°02'E, korkeus 49 km, data: Google, CNES/Airbus, Maxar Technologies. <https://www.google.com/earth> . Viitattu 4.1.2020.
- Heikkinen R., Pöyry J., Fronzek S. ja Leikola N. 2012: Ilmastonmuutos ja vieraslajien leviäminen Suomeen – Tutkimustiedon synteesi ja suurilmastollinen vertailu. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Hellmann J.J., Byers J.E., Bierwagen B.G. ja Dukes, J.S. 2008: Five potential consequences of climate change for invasive species. --- *Conservation Biology* 22: 534–543.
- Helmisaari H. 2010: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org). Viitattu 10.3.2020.
- Holopainen S., Vehkaoja M., Thompson S., Suontakanen E. M. ja Nummi P. J. 2016: Majavan maisema on monimuotoinen. --- *Suomen Riista*, 62, 19-32.
- Huusela-Veistola E., Pouttu A. ja Urho L. (toim.) 2018: Vieraslajit Suomen arktisella alueella. Esiselvitys. Luonnonvaraja biotalouden tutkimus 63/2018. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 79 s.
- Hudson B. D. 1994: Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(2), 189-194.
- Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A. ja Liukko U. M. 2019: Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö ja Suomen Ympäristökeskus.
- Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. ja Uotila P. 1998: *Retkeilykasvio*. Yliopistopaino, Helsinki.
- Ilmatieteen laitos 2019a: Vuodenaikojen tilastot: Kesätilastot: Helletilastot. Saatavilla: <https://ilmatieteenlaitos.fi/helletilastot>. Viitattu 3.10.2019.
- Ilmatieteen laitos 2019b: Tilastoja vuodesta 1961. Saatavilla: <https://ilmatieteenlaitos.fi/tilastoja-vuodesta-1961>. Viitattu 3.10.2019.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A., Saarnio S. 2006: Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. --- *Annales Botanici Fennici* 43, 107–117.
- Kennedy T. A., Naeem S., Howe K. M., Knops J. M., Tilman D. ja Reich P. 2002: Biodiversity as a barrier to ecological invasion. --- *Nature*, 417(6889), 636.
- Klingenstein F. 2007: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum mantegazzianum*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org). Viitattu 27.2.2020.
- Kontula T. ja Raunio A. 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet.
- Lahden kaupunki 2018: Karttapalvelu. <https://kartta.lahti.fi/ims>. Viitattu 3.12.2019.
- Lampinen R. ja Lahti T. 2018: Kasviatlas 2017. -- Helsingin Yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. Saatavissa: <http://koivu.luomus.fi/kasviatlas>. Viitattu 27.2.2020.
- Lehmann J., & Kleber M. 2015: The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 60-68.

- Lehtiniemi M., Jauni M., Haikola S., Hannunen S., Heikkilä J., Hellsten, S., Helmisaari H., Holmala K., Juhanoja S., Katajisto T., Kaukoranta T., Koikkalainen K., Koivula H., Kuoppala M., Lehtomaa L., Pennanen J. T. Piirainen E., Pursiainen M., Rintala J., Rytteri T., Veneranta L., Veistola T., Vuorinen K., Vyliaudaite I. ja Väisänen A. 2014: Haitallisten vieraslajien hallinta ja tietoisuuden lisääminen (HAVINA): loppuraportti.
- Levine J. M. 2000: Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288(5467), 852-854.
- Levine J. M., Adler P. B. ja Yelenik S. G. 2004: A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, 7(10), 975-989.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. ja Bazzaz F.A. 2000: Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. --- *Ecological Applications* 10, 689 – 710.
- Magnusson A., Skaug H., Nielsen A., Berg C., Kristensen K., Maechler M., van Benthem K. ja Sadat N. 2019: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder. Package ‘glmmTMB’. R package version 0.2.3. <https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/glmmTMB.pdf>.
- Maron J. L. ja Connors P. G. 1996: A native nitrogen-fixing shrub facilitates weed invasion. --- *Oecologia*, 105(3), 302-312.
- McCune B. ja Grace J. B. 2002: *Analysis of Ecological Communities*. --- MJM Software Design, Oregon, USA.
- McKinney M. L. 2006: Urbanization as a major cause of biotic homogenization. -- *Biological Conservation*, 127(3), 247-260.
- Mossberg B. ja Stenberg L. 2005: *Suuri Pohjolan Kasvio*. 4. painos. Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki.
- Muzquiz M., de la Cuarda C., Cuadrado C., Burbano C. ja Calvo R. 2004: Herbicide-like effect of *Lupinus* alkaloids. --- *Industrial Crops and Products*, 2: 273–280.
- Niemivuo-Lahti J. (toim.) 2012: Kansallinen vieraslajistrategia. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O’Hara B., Stevens M. H. H., Oksanen M. J. ja Suggests M. A. S. S. 2007: The vegan package. *Community ecology package*, 10, 631-637.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O’Hara R. B. ja Oksanen M. J. 2013: Package ‘vegan’. *Community ecology package*, version, 2(9), 1-295.
- Ortega Y. K. ja Pearson D. E. 2005: Weak vs. strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. --- *Ecological Applications*, 15(2), 651-661.
- Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D. 2000: Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. --- *BioScience* 50 (1), 53–65.
- Pimentel D., McNair S., Janecka J., Wightman J., Simmonds C., O’Connell C., Wong E., Russel L.Z.J., Aquino T. ja Tsomondo T. 2001: Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. --- *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84, 1–20.

- Ramula S. ja Pihlaja K. 2012: Plant communities and the reproductive success of native plants after the invasion of an ornamental herb. --- *Biological Invasions*, 14(10), 2079-2090.
- Rapp W. 2008: Exotic Plant Management in Glacier Bay National Park and Preserve Gustavus, Alaska, Summer 2007 Field Season Report. Gustavus: National Park Service.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. ja Mannerkoski I. (toim.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus - Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus.
- Richardson D. M., Holmes P. M., Esler K. J., Galatowitsch S. M., Stromberg J. C., Kirkman S. P., Pysek P. ja Hobbs R. J. 2007: Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. --- *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139.
- Ronkainen N. 2012: Suomen maalajien ominaisuuksia. Suomen ympäristö 2/2012. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 57 s.
- RStudio Team. 2015: RStudio: integrated development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. URL: <http://www.rstudio.com>.
- Saarinén K., Jantunen J. ja Valtonen A. 2006: Niiton vaikutus tienpienareiden niittyeliöstön monimuotoisuuteen (NIINI). Tiehallinnon selvityksiä 9/2006. Tiehallinto, Helsinki, 46 s.
- Stohlgren T.J., Barnett D.T. ja Kartesz J.T. 2003: The rich get richer: patterns of plant invasions in the United States. --- *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 11–14.
- Slotsbo S. 2014: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet *Arion lusitanicus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. URL: <http://www.nobanis.org>.
- Smithson M. ja Verkuilen J. 2006: A Better Lemon Squeezer? Maximum-Likelihood Regression with Beta-Distributed Dependent Variables. --- *Psychological Methods*, 11, 54–71.
- Strayer D. L., Eviner V. T., Jeschke J. M. ja Pace M. L. 2006: Understanding the long-term effects of species invasions. --- *Trends in Ecology & Evolution*, 21(11), 645-651.
- Strayer D.L. 2012: Eight questions about invasions and ecosystem functioning. --- *Ecology Letters*, 15, 1199– 1210.
- Strayer D. L., D'Antonio C. M., Essl F., Fowler M. S., Geist J., Hilt S., Jarić I., Jöhnk K., Jones C. G., Lambin X., Latzka A. W., Pergl J., Pyšek P., Robertson P., von Schmalensee M., Stefansson R. A., Wright J., ja Jeschke J. M. 2017: Boom-bust dynamics in biological invasions: towards an improved application of the concept. --- *Ecology Letters*, 20(10), 1337-1350.
- Suominen J. 2010: Satakunnan lupiinista. – *Lutukka* 26(1): 16. Vain tiivistelmä.
- Theoharides K.A. ja Dukes J.S. 2007: Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. --- *New Phytologist*, 176: 256-273.
- Valtioneuvoston asetus vieraslajeista aiheutuvien riskien hallinnasta (704/2019). Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2019/20190704>. Viitattu 27.2.2020.

- Valtonen A., Jantunen J., ja Saarinen K. 2006: Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. --- *Biological Conservation*, 133(3), 389-396.
- Van Kleunen M., Weber E. ja Fischer M. 2010: A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. --- *Ecology Letters*, 13(2), 235-245.
- Vilà M., Pino J. ja Font X. 2007: Regional assessment of plant invasions across different habitat types. --- *Journal of Vegetation Science* 18: 35-42.
- Vitousek P. M. 1990: Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. Teoksessa: *Ecosystem Management* (pp. 183-191). Springer, New York, NY.
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L. ja Westbrooks R. 1996: Biological Invasions as Global Environmental Change. --- *American Scientist*, 84: 468-478.
- Walther G. R., Roques A., Hulme P. E., Sykes M. T., Pyšek P., Kühn I., Zobel M., Bacher s., Botta-Dukat Z., Bugmann H., Czucz B., Dauber J., Hickler T., Jarosik V., Kenis M., Klotz S., Minchin D., Moora M., Nentwig W., Ott J., Panov V. E., Reineking B., Robinet C., Semenchenko V., Solarz W., Thuiller W., Vilà M., Vohland K. ja Settele J. 2009: Alien species in a warmer world: risks and opportunities. --- *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 686-693.
- Weidema I. 2006: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet –*Rosa rugosa*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS, [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org). Viitattu 15.1.2020
- Yurkonis K. A. ja Meiners S. J. 2004: Invasion impacts local species turnover in a successional system. --- *Ecology Letters*, 7(9), 764-769.
- Zuur A.F. ja Ieno E.N. 2016: *Beginner's Guide to Zero-Inflated Models with R*. Highland Statistics Ltd., Newburgh. ISBN: 978-0-9571741-8-4.
- Zuur A.F., Ieno E.N. ja Elphick C.S. 2010: A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. --- *Methods Ecology and Evolution*, 1, 3–14.

## 7. Liitteet

**Liite 1.** Havaitut kasvilajit, niiden suosima elinympäristön tyyppi, kosteus ja ravinteikkuus, joiden mukaan lajit jaettiin ryhmiin. Elinympäristön tyyppin mukaan lajit jakaantuivat metsäisen ja avoimen tyyppin lajeihin sekä elinympäristöjen suhteen generalisteihin. Elinympäristön kosteusolosuhteiden mukaan lajit jaettiin kuivien, kosteiden ja tuoreiden elinympäristöjen lajeihin sekä kosteuden suhteen generalisteihin. Elinympäristön ravinteikkuuden mukaan lajit jaettiin generalisteihin, oligotrofeihin (niukkaravinteinen ympäristö) ja kopiotrofeihin (ravinteikas ympäristö).

laji	tyyppi	kosteus	ravinteet
<i>Acer platanoides</i>	metsä	gen	gen
<i>Achillea millefolium</i>	avoin	gen	gen
<i>Achillea ptarmica</i>	avoin	gen	gen
<i>Aegopodium podagraria</i>	gen	gen	gen
<i>Agrostis capillaris</i>	gen	gen	gen
<i>Agrostis gigantea</i>	avoin	gen	gen
<i>Achemilla micans</i>	avoin	kuiva	gen
<i>Alchemilla</i> sp.	gen	gen	gen
<i>Alchemilla subgrenata</i>	gen	gen	gen
<i>Alchemilla vulgaris</i>	gen	gen	gen
<i>Alnus incana</i>	gen	gen	gen
<i>Alopecurus pratensis</i>	avoin	gen	gen
<i>Angelica sylvestris</i>	gen	kostea	gen
<i>Anthemis arvensis</i>	avoin	gen	gen
<i>Anthriscus sylvestris</i>	gen	gen	gen
<i>Arctium tomentosum</i>	avoin	gen	kopio
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	gen	kuiva	oligo
<i>Artemisia vulgaris</i>	avoin	gen	gen
<i>Betula pendula</i>	gen	gen	gen
<i>Betula pubescens</i>	gen	gen	gen
<i>Brachypodium pinnatum</i>	avoin	gen	gen
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	metsä	gen	gen
<i>Calamagrostis canescens</i>	gen	tuore	gen
<i>Calamagrostis epigejos</i>	gen	kuiva	gen
<i>Calamagrostis purpurea</i>	gen	tuore	gen
<i>Calluna vulgaris</i>	avoin	kuiva	oligo
<i>Calystegia sepium</i>	gen	gen	gen
<i>Campanula patula</i>	avoin	gen	gen
<i>Campanula persicifolia</i>	gen	gen	gen
<i>Carduus crispus</i>	avoin	gen	gen
<i>Carex nigra</i>	gen	tuore	gen
<i>Carex ovalis</i>	avoin	gen	gen

Carex sp.	gen	gen	gen
Centaurea jacea	avoin	kuiva	gen
Centaurea phrygia	avoin	gen	gen
Cerastium arvense	avoin	gen	gen
Cerastium fontanum	avoin	gen	gen
Chamaenerion angustifolium	gen	gen	gen
Chenopodium album	avoin	gen	gen
Cirsium arvense	avoin	gen	gen
Cirsium palustre	avoin	gen	gen
Cirsium vulgare	avoin	kuiva	gen
Convallaria majalis	gen	gen	gen
Crepis paludosa	gen	tuore	gen
Dactylis glomerata	gen	gen	gen
Deschampsia cespitosa	gen	gen	gen
Elymus caninus	gen	tuore	gen
Elytrigia repens	avoin	gen	gen
Epilobium montanum	gen	gen	gen
Epilobium obscurum	gen	gen	gen
Epilobium sp.	gen	gen	gen
Equisetum arvense	gen	tuore	gen
Equisetum pratense	gen	tuore	gen
Equisetum sylvaticum	gen	tuore	gen
Erysimum cheiranthoides	avoin	gen	gen
Festuca brevipila	avoin	gen	gen
Festuca ovina	gen	kuiva	gen
Festuca pratensis	avoin	gen	gen
Festuca rubra	avoin	gen	gen
Filipendula ulmaria	gen	tuore	gen
Fragaria vesca	gen	gen	gen
Fumaria officinalis	avoin	gen	kopio
Galeopsis bifida	avoin	gen	gen
Galium album	avoin	gen	gen
Galium boreale	gen	gen	gen
Galium spurium	avoin	gen	gen
Galium uliginosum	gen	gen	gen
Geranium sylvaticum	gen	gen	gen
Geum rivale	gen	gen	gen
Geum urbanum	gen	gen	gen
Gnaphalium sp.	gen	gen	gen
Gymnocarpium kuivaopteris	gen	tuore	gen
Hierochloa hirta	avoin	gen	gen
Hieracium rigida	avoin	kuiva	oligo
Hieracium sp.	gen	gen	gen
Hieracium umbellatum	gen	kuiva	oligo

<i>Hypericum maculatum</i>	avoin	gen	gen
<i>Hypericum perforatum</i>	avoin	kuiva	oligo
<i>Juncus conglomeratus</i>	avoin	kostea	gen
<i>Juncus effusus</i>	avoin	kostea	gen
<i>Juncus filiformis</i>	avoin	gen	gen
<i>Lathyrus pratensis</i>	gen	gen	gen
<i>Lathyrus sylvestris</i>	gen	gen	gen
<i>Leontodon autumnalis</i>	gen	gen	gen
<i>Leontodon sp</i>	gen	gen	gen
<i>Leucanthemum vulgare</i>	avoin	gen	gen
<i>Linaria vulgaris</i>	avoin	kuiva	gen
<i>Lupinus polyphyllus</i>	gen	gen	gen
<i>Luzula pilosa</i>	gen	gen	gen
<i>Lychnis vulgaris</i>	avoin	kuiva	oligo
<i>Lysimachia nummularia</i>	gen	gen	gen
<i>Lysimachia thysiflora</i>	gen	kostea	gen
<i>Lysimachia vulgaris</i>	gen	tuore	gen
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	gen	gen	gen
<i>Melica nutans</i>	gen	gen	gen
<i>Milium effusum</i>	metsä	gen	gen
<i>Myosotis scorpioides</i>	gen	kostea	gen
<i>Phleum pratense</i>	avoin	gen	gen
<i>Picea abies</i>	metsä	gen	gen
<i>Pilosella cauligera</i>	avoin	kuiva	gen
<i>Pilosella floribunda</i>	avoin	tuore	gen
<i>Pilosella lactucella</i>	avoin	gen	gen
<i>Pilosella officinarum</i>	avoin	kuiva	oligo
<i>Pilosella sp.</i>	avoin	gen	gen
<i>Pinus sylvestris</i>	metsä	gen	gen
<i>Plantago major</i>	avoin	gen	gen
<i>Poa nemoralis</i>	gen	kuiva	gen
<i>Poa palustris</i>	avoin	gen	gen
<i>Poa pratensis</i>	avoin	gen	gen
<i>Poa sp</i>	gen	gen	gen
<i>Populus tremula</i>	gen	gen	gen
<i>Potentilla anserina</i>	gen	gen	gen
<i>Potentilla argentea</i>	avoin	kuiva	oligo
<i>Potentilla erecta</i>	gen	gen	gen
<i>Potentilla sp.</i>	gen	gen	gen
<i>Prunella vulgaris</i>	gen	gen	gen
<i>Pteridium aquilinum</i>	gen	gen	gen
<i>Ranunculus acris</i>	gen	gen	gen
<i>Ranunculus repens</i>	gen	tuore	gen
<i>Ribes alpinum</i>	metsä	gen	gen

Ribes rubrum	gen	gen	gen
Rubus idaeus	gen	gen	kopio
Rumex acetosa	gen	gen	gen
Rumex acetosella	avoin	gen	gen
Rumex longifolium	avoin	gen	gen
Salix caprea	gen	gen	gen
Salix pentadra	gen	kostea	gen
Salix phylicifolia	gen	gen	gen
Salix sp	gen	gen	gen
Scirpus sylvaticus	gen	kostea	gen
Scrophularia nodosa	gen	tuore	gen
Solidago virgaurea	gen	gen	gen
Sonchus arvensis	avoin	gen	gen
Sorbus aucuparia	gen	gen	gen
Stellaria graminea	avoin	gen	gen
Stellaria longifolia	gen	gen	gen
Stellaria media	gen	gen	gen
Tanacetum vulgare	avoin	kuiva	gen
Taraxacum sp.	avoin	gen	gen
Trifolium hybridum	avoin	gen	gen
Trifolium medium	gen	gen	gen
Trifolium pratense	avoin	gen	gen
Trifolium repens	avoin	gen	gen
Trifolium sp	avoin	gen	gen
Tripleurospermum inodorum	avoin	gen	gen
Tussilago farfara	gen	gen	gen
Urtica dioica	gen	gen	gen
Vaccinium myrtillus	metsä	gen	gen
Vaccinium vitis-idaea	gen	gen	gen
Verbascum thapsus	avoin	gen	gen
Veronica chamaedrys	avoin	gen	gen
Veronica officinalis	gen	kuiva	gen
Veronica serpyllifolia	avoin	tuore	gen
Vicia cracca	gen	gen	gen
Viola canina	gen	gen	gen
Viola riviniana	gen	gen	gen



**Liite 2. Tutkimuskohteista otettujen maaperänäytteiden pH, kosteusprosentti sekä orgaanisen aineksen (%), nitraatin (mg/l), ammoniumin (mg/l) ja fosfaatin (mg/l) määrä.**

Tutkimuskohde	alue	ikä- luokka	ikä	ph	kost. (%)	org. (%)	no3 (mg/l)	nh4 (mg/l)	po4 (mg/l)
Taivaanranta	kontrolli	nuori	3	6.18	12	2	0.07	0.36	0.14
Teollisuustie	kontrolli	nuori	3	6.23	11	2	0.09	0.27	0.08
Taivaanranta	lupiini	nuori	3	6.32	10	2	0.08	0.42	0.1
Teollisuustie	lupiini	nuori	3	6.45	13	2	0.08	0.27	0.14
Bus burger	kontrolli	nuori	5	5.52	27	13	0.13	0.49	0.48
Kytölän selkätie	kontrolli	nuori	5	6.42	19	3	0.11	0.33	0.13
Mansikka	kontrolli	nuori	5	6.59	8	3	0.02	0.24	1.71
Metsähengentie	kontrolli	nuori	5	5.79	19	3	0.08	0.76	0.003
Bus burger	lupiini	nuori	5	5.88	24	6	0.06	0.24	0.61
Kytölän selkätie	lupiini	nuori	5	6.02	27	4	0.29	0.9	0.04
Mansikka	lupiini	nuori	5	6.64	10	3	0.33	1.22	1.18
Metsähengentie	lupiini	nuori	5	6.19	14	3	0.06	0.5	0.34
Vr Uusikylä	kontrolli	nuori	6	6.32	23	6	0.35	1.09	4
Vr Uusikylä	lupiini	nuori	6	6.69	7	2	0.07	0.25	0.2
Kalentie	kontrolli	keski	9	5.6	22	7	0.09	0.54	0.21
Kukonkoivu	kontrolli	keski	9	5.64	22	10	0.12	0.75	0.23
Mäkelä	kontrolli	keski	9	6.56	7	3	0.05	0.11	0.21
Nastolantie	kontrolli	keski	9	7.05	17	5	0.07	0.92	2.03
Kalentie	lupiini	keski	9	6.53	10	2	0.05	0.32	0.25
Kukonkoivu	lupiini	keski	9	6.25	10	3	0.07	0.13	0.11
Mäkelä	lupiini	keski	9	7.03	16	6	0.11	0.54	0.58
Nastolantie	lupiini	keski	9	6.62	16	4	0.14	0.89	0.91
Kemppi	kontrolli	keski	10	6.72	10	2	0.06	0.27	0.85
Seestantie	kontrolli	keski	10	6	26	6	0.13	0.55	0.24
Sotkankatu	kontrolli	keski	10	6.29	16	4	0.1	0.33	0.39
Kemppi	lupiini	keski	10	6.93	10	2	0.08	0.29	0.91
Seestantie	lupiini	keski	10	6.28	15	3	0.16	0.76	0.13
Sotkankatu	lupiini	keski	10	6.38	16	3	0.09	0.54	0.54
Vierumäki	kontrolli	vanha	13	5.88	34	19	0.19	1.18	0.45
Vierumäki	lupiini	vanha	13	6.14	22	9	0.14	0.85	0.55
Rälssinkallio	kontrolli	vanha	16	6.19	24	3	0.38	0.44	0.35
Rälssinkallio	lupiini	vanha	16	7.3	29	5.5	0.19	0.7	0.8
Holosuo	kontrolli	vanha	17	5.89	31	8	0.32	1.04	0.76
Männistönrinne	kontrolli	vanha	17	6.31	20	5	0.17	1.07	1.26
Mäntymäki	kontrolli	vanha	17	5.89	8	1	0.03	0.21	0.11
Holosuo	lupiini	vanha	17	6.04	28	7	1.2	0.99	0.55
Männistönrinne	lupiini	vanha	17	6.85	15	4	0.12	0.31	1.1
Mäntymäki	lupiini	vanha	17	6.52	12	2	0.03	0.22	0.007